

Grundvandsprøvetagning og feltmåling

Kjeldsen, Peter; Andersen, Lars Jørgen; Christiansen, Karin; Grøn, Christian; Kirkegaard, Claus; Lund, Ulla; Olsen, Anders Nørgaard; Segato, Henrik; Wium, Mogens

Publication date:
1989

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Kjeldsen, P., Andersen, L. J., Christiansen, K., Grøn, C., Kirkegaard, C., Lund, U., ... Wium, M. (1989). Grundvandsprøvetagning og feltmåling. (Lossepladsprojektet. Rapport; Nr. U3).

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

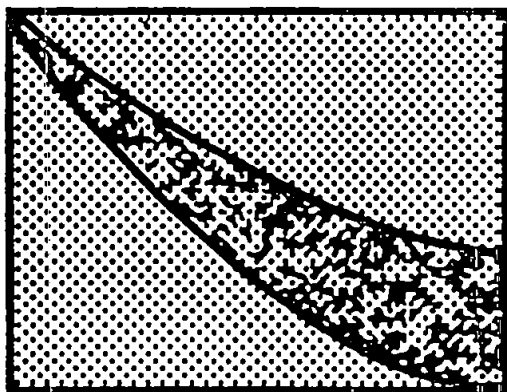
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet/Lab. f. teknisk Hygiejne, DTH
Lars Jørgen Andersen, Danmarks Geologiske Undersøgelse
Karin Christiansen, Carl Bro A/S
Christian Grøn, Instituttet for Teknisk Geologi, DTH
Claus Kirkegaard, Geoteknisk Institut, ATV
Ulla Lund, Vandkvalitetsinstituttet, ATV
Anders Nørgaard Olsen, Kemp & Lauritsen
Henrik Segato, Levnedsmiddelkontrollen I/S, Skovlunde
Mogens Wium, Århus Amtskommune



GRUNDVANDSPRØVETAGNING OG FELTMÅLING

UDREDNINGSRAPPORT U3 APRIL 1989

LOSSEPLADSPROJEKTET

FORORD

Denne rapport er udgivet i Lossepladsprojektets serie af udredningsrapporter. Den er resultatet af en arbejdsgruppes virke. Arbejdsgruppen blev nedsat på foranledning af ERFA-følgegruppen i november 1987, med Jørgen Skaarup som formand. Siden Jørgen Skaarup forlod Lossepladsprojektet i april 1988, har Peter Kjeldsen virket som formand for gruppen. Gruppen har bestået af en fast skare af deltagere, nemlig de på titelbladet nævnte. Foruden disse har enkelte andre bidraget til rapporten, som det fremgår af nedenstående oversigt, der viser, hvem der har været hovedansvarlig på de enkelte afsnit:

- Kapitel 1: civilingeniør, lic.techn. Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet
- Kapitel 2: civilingeniør, lic.techn. Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet
- Kapitel 3: cand. scient. Christian Grøn, Instituttet for Teknisk
Geologi, DTH
lic. pharm. Kirsten J. Andersen, Vandkvalitetsinstituttet
cand. scient. Christian Kirkebjerg, Carl Bro A/S
civilingeniør, lic.techn. Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet
- Kapitel 4: civilingeniør Claus Kirkegaard, Geoteknisk Institut
- Kapitel 5: statsgeolog Lars Jørgen Andersen, Danmarks Geologiske
Undersøgelse
- Kapitel 6: akademiingeniør Karin Christiansen, Carl Bro A/S
miljøtekniker Mogens Wium, Århus amtskommune
- Kapitel 7: lic.pharm. Ulla Lund, Vandkvalitetsinstituttet
- Kapitel 8: civilingeniør Henrik Segato, Levnedsmiddelkontrollen I/S,
Skovlunde
- Afsnit 9.1: civilingeniør lic. techn. Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet
- 9.2: civilingeniør Poul L. Bjerg, Lab. for teknisk Hygiejne, DTH
- 9.3: civilingeniør Poul L. Bjerg, Lab. for teknisk Hygiejne, DTH
- 9.4: civilingeniør Henrik Segato, Levnedsmiddelkontrollen I/S,
Skovlunde
- 9.5: miljøtekniker Anders Nørgaard Olsen, Kemp & Lauritsen A/S
- 9.6: cand. scient. Yvonne Simonsen, Carl Bro A/S
cand. scient. Christian Kirkebjerg, Carl Bro A/S
- 9.7: lic. pharm. Kirsten J. Andersen, Vandkvalitetsinstituttet

9.8: cand.scient. Christian Grøn, Instituttet for Teknisk Geologi, DTH

Kapitel 10: cand.scient. Christian Grøn, Instituttet for Teknisk Geologi, DTH

Kapitel 11: civilingeniør Henrik Segato, Levnedsmiddelkontrollen I/S, Skovlunde

Kapitel 12: civilingeniør lic.techn. Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet

Appendix 1: cand.scient. Christian Grøn, Instituttet for Teknisk Geologi, DTH

2: civilingeniør, lic.techn. Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet

3: cand.scient. Christian Grøn, Instituttet for teknisk Geologi, DTH

4: civilingeniør Janne Forslund, Miljøstyrelsen

5: miljøtekniker Mogens Wium, Århus Amtskommune

6: miljøtekniker Mogens Wium, Århus Amtskommune

7: lic. pharm. Kirsten J. Andersen, Vandkvalitetsinstituttet

Arbejdsgruppen har afholdt månedlige møder, således at alle afsnit har gennemgået en kollektiv bearbejdning af arbejdsgruppen.

Den endelige redigering er foretaget af Peter Kjeldsen og Heidi Paldan, Lossepladsprojektet, medens de fleste tegninger er rentegnet af Lasse Zagai, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH.

Lyngby april 1989

Peter Kjeldsen

SAMMENFATNING

Grundvandet udgør i Danmark vores vigtigste drikkevandsressource. Der er igennem de senere år erkendt flere og flere tilfælde af grundvandsforurening, som potentielt kan forringe vores drikkevandsressourcer. De mange tilfælde har betydet, at der gennemføres mange undersøgelser, hvorunder der tages et stort antal grundvandsprøver. Der bruges store summer til analyse af disse prøver, som danner grundlag for yderligere foranstaltninger. Prøvetagningen er således meget central, og det er vigtigt at denne foregår på optimal vis. Det er denne rapportes formål at gennemgå de forskellige bestanddele i en grundvandsprøvetagning, specielt med henblik på at belyse fejlmulighederne, samt at anbefale metoder og rutiner, så prøven ikke påvirkes i uacceptabel grad.

Boringsudførelsen udgør grundlaget for prøvetagningen, hvor kendskab til udførelsen er vigtig. Man bør således være meget opmærksom på kontaminering af boringen under borearbejdet med olie, benzin, forurenet overfladejord m.m. Boringer kan udføres på flere måder (spandboring, snegleboring, skylleboring, rammeboring osv). Der bør benyttes boremetoder, der giver en minimal forstyrrelse af jordlagene, og samtidig er økonomiske i brug. Om muligt bør der tages vandprøver under borearbejdet til vurdering af vandkvalitetsforskelle over dybden. Meget stor omhu bør udvises ved gruskastning og afpropning af boringen, specielt hvis der placeres flere filtre i samme borehul. Renspumpning af boringen bør altid udføres umiddelbart efter udførelsen.

Ved mange undersøgelser bliver der gennemført analyser på lavt niveau. I den forbindelse er en vurdering af de materialer prøven kommer i forbindelse med, yderst vigtig. Dette gælder langt overvejende for prøver, der skal analyseres for spormetaller eller organiske stoffer, som ofte optræder i lave koncentrationer. For andre analyseparametre er det forholdsvis let at tage forholdsregler, som sikrer at materialepåvirkning kan undgås. For spormetaller og organiske stoffer er det ofte ikke muligt at benytte optimale materialer (materialer som glas, teflon og rustfrit stål) af økonomiske eller styrkemæssige grunde, og eventuel påvirkning fra alternative materialer må i sådanne tilfælde tages med ind i tolkningen. Optimal materialekrav

til forerør for spormetaller og organiske stoffer er i øvrigt ikke sammenfaldende og en økonomisk alternativ vil ofte være at benytte PVC. Denne bør udludes i flere hold vand og resultater af udvaskningstest for den benyttede PVC-type bør være kendte. Brug af lim og lignende bør undgås (specielt ved samling af forerør), og der bør i øvrigt benyttes nye eller laboratorierengjorte materialer (slinger o.lign.) ved hver boring.

Forpumpning af boringen før prøven udtages, er nødvendig for at fjerne vand der har stået i boringen, da dette vand vil have undgået kemiske ændringer. Der kan ikke gives en anbefaling om en fast mængde vand (f.eks i form af et antal borevolumener) der bør forpumpes, dertil er forholdene alt for forskellige fra boring til boring. Under forpumpningen bør man søge at minimere afsænkningen og den nødvendige oppumpningsmængde. Pumpeindtaget bør varieres under pumpningen, hvis der er mulighed for stillestående vand i boringen over filterniveau. I en sådan situation bør der pumpes fra lige under grundvandsstanden i boringen. Man kan i øvrigt med fordel måle pH og ledningsevne under forpumpningen og begynde prøveudtagningen, når værdierne er stabiliseret. Sker dette ikke, er det tegn på at vand af forskellig kvalitet blandes i boringen. Der bør maksimalt pumpes 5-10 borevolumener med mindre særlige forhold begrundet dette (f.eks ved volumenprøvetagning). For meget lavtydende boringer, der kan tømmes helt for vand, tømmes boringen 1-2 gange, og prøven udtages, når der igen er tilstrækkeligt med vand.

Hvorledes en prøvetagning bør gennemføres, afhænger meget af formålet med prøvetagningen. Prøvetagning kan udføres til kontrol af forsyningskvalitet fra en indvindingsboring, som led i en kortlægning eller i en volumenprøvetagning fra en til lejligheden udført undersøgelsesboring eller i kontroløjemed (overvågning af generel grundvandskvalitet, kontrollerede affaldsdeponier eller lignende). Boringer til indvindings-, undersøgelses- eller kontroløjemed vil som regel være udført meget forskelligt med hensyn til dimension og filterlængde, og prøvetagningen vil således afhænge af dette. Udover dette vil valg af prøvetagningsprincip (pumpe type, -placering, -ydelse osv). afhænge af, hvilke parametre, der ønskes analyseret for, afstanden til grundvandsspejlet, boringens dimension og ydeevne m.m. Specielt parametervalget er vigtigt for hvilken pumpetype, (sugepumpe, dykpumpe, montejuspumpe osv), der bør vælges.

Forsyningsboringer med lange filtre bør ikke prøvetages som del af kortlægning af en forureningsspredning, men bør alene prøvetages med henblik på vurdering af forsyningskvalitet. Tyder prøvetagningen på at boringen er forurennet, kan forureningens lodrette fordeling i filterniveauet undersøges ved hja. separationspumpningsteknik. Volumenprøvetagning gennemført i højtydende undersøgelsesboringer med henblik på vurdering af forureningsbelastningen fra en punktkilde, må tolkes med varsomhed, da de introducerede opblandingsforhold kan være svære at gennemskue. Vurderes forureningsspredningen i stedet ved kortlægning bør der kun benyttes boringer med korte filtre (max 1 meter) og lille dimension (max 3 tommer).

Kontrolboringer udføres både med lange og korte filtre afhængigt af formålet og det er væsentligt at prøvetagningen udføres på eksakt den samme måde fra gang til gang.

Ønskes vandprøver i øvrigt analyseret for diverse parametre, der kan påvirkes af afgasning (opløste gasser, flygtige organiske stoffer m.m), bør kraftlige trykpåvirkninger af prøven (undertryk, turbulens osv) undgås. Sugepumpning bør ikke benyttes i en sådan situation.

Visse parametre er så ustabile, kemisk set, at målingen bør foretages i felten, da parametre vil ændres væsentlig under transport til laboratoriet. De bør som minimum udføres måling af temperatur, pH og ledningsevne i felten. Opløst ilt kan også måles med fordel i felten. Målinger udføres bedst med elektroderne placeret i en gennemstrømningsbeholder, så målingen gennemføres uden kontakt mellem prøven og atmosfæren.

Der kan ofte gå lang tid mellem to prøvetagningsrunder i undersøgelses- og kontrolboringer, og der pumpes ofte minimale mængder ved prøvetagningen. Disse forhold gør at det kan være vanskeligt at opnå klare prøver, selv efter grundig forpumpning. Derfor er det ofte i sådanne situationer nødvendigt at filtrere prøven, helst i felten. Filtreringen gennemføres bedst i en on-line filtreringsenhed med flere parallelle streger, så der kan skiftes filtre uden at stoppe pumpningen. Filtreringen kan også ske i en trykfiltreringsenhed. Derimod bør vakuumfiltrering ikke benyttes. Til filtrering anvendes normalt et 0,45 μ m filter. Prøver, der skal filtreres må normalt ikke konserveres inden filtrering. Konserveringen bør foregå hurtigt, men

kan i mange tilfælde afvente ankomst til laboratoriet. Konservering til måling af opløst ilt bør dog altid foregå i felten, ligesom feltkonservering af prøver med højt jernindhold er hensigtsmæssigt. Prøver opbevares mørkt og koldt og afleveres til analyselaboratoriet hurtigst muligt efter prøvetagningen, helst samme dag.

Rengøring af udstyr i felten kan ofte være vanskeligt. Slangere og pumper, der har været i kontakt med fri olie (som ofte flyder oven på vandet i borerer ved olieforureningstilfælde) kan ikke renses effektivt nok i felten. Man bør i øvrigt benytte "engangsslangere", dvs. slanger der kun bruges til én boring (for eventuelt derefter at blive rengjort hjemme til senere brug). Fast installerede pumpeudstyr er at foretrække for at undgå krydskontaminering. Genbrugs udstyr i felten bør det rengøres i rent vand af kendt sammensætning mellem hver prøvetagning.

De forskellige analyseparametre stiller forskellige krav til prøvehåndtering (filtrering, flaskemateriale, konservering osv.), som gør at prøvetagning ofte vil bestå af udtagning af et antal delprøver. Op til 10-15 delprøver pr. boring kan være nødvendig for en udvidet undersøgelse. Heri er konkluderet kontrol- og blindprøver som bør inddrages som kvalitetssikring, når der prøvetages for analyse af organiske stoffer og spormetaller på lavt niveau.

ENGLISH SUMMARY

The purpose of this report is by reviewing the ingredients in groundwater sampling to illustrate the possibilities of error, and recommend methods and routines.

The report reviews the potential influence on the quality of the sample due to:

- drilling and developing activities and materials used in construction of the well
- sorption to or leaching from materials used for sample bottles, tubing, well casing etc.
- purging activities and strategies
- sampling technique (types of pumps, bailers etc.)
- handling of the sample in the field (filtration, conservation etc.)
- field cleansing of sampling equipment.

The report also reviews field analysis, and goes through handling of samples regarding the different compounds in 7 separate sections (major inorganic ions, inorganic carbon, dissolved gases, nitrogen compounds, phosphate, trace metals and organic compounds.)

An example of a sampling program for an extended analytical program (major ions, trace metals and different organic compounds) is presented, showing that split samples are needed to fulfil the conflicting demands to handling for the different compounds.

In separate appendices more thorough reviews are presented on the contamination of samples from organics contained in materials used, the sorption of organics in material and the effect of sample equipment on the volatilization of organics. Also the different sample equipment (pumps and bailers) available on the market, are reviewed in a separate appendix.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	INDLEDNING.....	1
1.1	BAGGRUND.....	1
1.2	FORMÅL.....	2
1.3	RAPPORTENS INDHOLD.....	3
2.	ETABLERING AF BORINGER.....	7
2.1	GENERELT.....	7
2.2	BOREMETODER.....	8
2.2.1	Spandboringer.....	9
2.2.2	Skylleboringer.....	11
2.2.3	Snegleboringer.....	13
2.2.4	Rammeboringer.....	14
2.2.5	Andre boremetoder.....	15
2.3	PRØVEUDTAGNING I FORBINDELSE MED BOREARBEJDET.....	15
2.4	UDBYGNING AF BORINGER.....	17
2.4.1	Filterdimension og -antal.....	18
2.4.2	Filterlængde og -udførelse.....	20
2.4.3	Gruskastning.....	21
2.4.4	Afpropning.....	22
2.4.5	Afslutning.....	23
2.5	RENPUMPNING.....	23
2.6	ANBEFALINGER.....	26
3.	MATERIALEVURDERING.....	27
3.1	GENERELT.....	27
3.2	MAKROIONER.....	27
3.2.1	Materialeafgivelse.....	28
3.2.2	Tab af stof.....	28
3.3	OPLØSTE GASSER.....	29
3.3.1	Materialeafgivelse.....	29
3.3.2	Tab af stof.....	29
3.4	SPORMETALLER.....	29
3.4.1	Materialeafgivelse.....	29
3.4.2	Tab af stof.....	30
3.4.3	Materialeprioritering.....	31
3.4.4	Anbefalinger.....	34
3.5	ORGANISKE FORBINDELSER.....	35
3.5.1	Materialeafgivelse.....	35
3.5.2	Tab af stof.....	36
3.5.3	Materialeprioritering.....	37
3.5.4	Anbefalinger.....	38
3.6	SAMLET PRIORITERING.....	39
4.	FORPUMPNING.....	41
4.1	GENERELT.....	41
4.2	BAGGRUND.....	41

4.3	FORPUMPINGSSTRATEGI.....	45
4.4	ANBEFALINGER.....	47
5.	PRINCIPPER FOR PRØVETAGNING.....	49
5.1	GENERELT.....	49
5.2	PRØVETAGNINGSSITUATIONER.....	49
5.2.1	Kontrol af vandforsyningskvalitet.....	50
5.2.2	Undersøgelse af forureningsudbredelse.....	52
5.2.3	Monitering af grundvandskvalitet.....	59
5.3	PRØVETAGNINGSMETODER.....	60
5.3.1	Vandhentning.....	61
5.3.2	Sugepumpning.....	61
5.3.3	Pumpning med dykket pumpe.....	61
5.3.4	Gasfortrængning.....	62
5.3.5	Andre metoder.....	62
5.4	VALG AF PRØVETAGNINGSPRINCIP.....	62
5.4.1	Parametervalg.....	62
5.4.2	Dybde til grundvandsspejl.....	63
5.4.3	Dimension af boring.....	63
5.4.4	Ydelse.....	64
5.5	ANBEFALINGER.....	64
6.	FELTMÅLING.....	67
6.1	GENERELT.....	67
6.2	ELEKTRODEMÅLING.....	67
6.2.1	Temperatur.....	68
6.2.2	Ledningsevne.....	68
6.2.3	pH.....	69
6.2.4	Redoxpotentiale.....	70
6.2.5	Opløst ilt.....	71
6.3	LOGS.....	71
6.3.1	Flow-logs.....	72
6.3.2	Ledningsevne-, pH- og E _H -logs.....	72
6.4	FELTLABORATORIER.....	73
6.5	POTENTIELLE FEJLKILDER VED FELTMÅLING.....	74
6.5.1	Temperatur.....	74
6.5.2	Ledningsevne.....	74
6.5.3	pH.....	74
6.5.4	Redoxpotentiale.....	75
6.5.5	Opløst ilt.....	75
6.5.6	Flow-logs.....	75
6.5.7	Ledningsevne-, pH-, og E _H -logs.....	75
6.6	FELTMÅLEUDSTYR.....	75
6.7	ANBEFALINGER.....	77
7.	PRØVEBEHANDLING OG OPBEVARING.....	79
7.1	GENERELT.....	79
7.2	FILTRERING.....	79
7.3	KONSERVERING.....	83
7.4	MÆRKNING OG TRANSPORT.....	83
7.5	OPBEVARING.....	84
7.6	ANBEFALINGER.....	85

8. RENGØRING AF PRØVETAGNINGSSUDSTYR	87
8.1 GENERELT	87
8.2 SLANGER OG LIGNEDE	87
8.3 PUMPER	88
8.3.1 Dykpumper	88
8.3.2 Sugepumper	88
8.3.3 Vandhentere	89
8.4 ANBEFALINGER	89
9. PRØVETAGNING OG ANALYSEPARAMETRE	91
9.1 INDLEDNING	91
9.2 MAKROIONER	92
9.2.1 Generelt	92
9.2.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	92
9.2.3 Anbefalinger	95
9.3 TOTAL UORGANISK KULSTOF OG ALKALINITET	96
9.3.1 Generelt	96
9.3.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	98
9.3.3 Anbefalinger	99
9.4 OPLØSTE GASSER	100
9.4.1 Generelt	101
9.4.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	101
9.4.3 Anbefalinger	102
9.5 KVÆLSTOF	103
9.5.1 Generelt	103
9.5.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	104
9.5.3 Anbefalinger	106
9.6 PHOSPHAT	106
9.6.1 Generelt	106
9.6.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	107
9.6.3 Anbefalinger	108
9.7 SPORMETALLER	109
9.7.1 Generelt	109
9.7.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	110
9.7.3 Anbefalinger	114
9.8 ORGANISKE FORBINDELSER	115
9.8.1 Generelt	115
9.8.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen	116
9.8.3 Anbefalinger	125
10. KVALITETSSIKRING	129
10.1 PLANLÆGNING	129
10.2 AFRAPPORTERING	130
10.3 VURDERING	130
10.4 ANBEFALINGER	132
11. ANBEFALET PRØVETAGNINGSPROGRAM TIL KONKRET ANALYSEPAKKE	133
11.1 GENERELT	133
11.2 PLANLÆGNING OG INSTRUKTION AF PRØVETAGEREN	133
11.3 PRØVETAGNINGEN	134
11.4 KOMMENTARER	134
BILAG 1 PARAMETER/FLASKELISTE	136

BILAG 2 PRØVETAGNINGSVEJLEDNING, FLASKER.....	137
BILAG 3 PRØVETAGNINGSINSTRUKS.....	139
12. KONKLUSION.....	141
13. REFERENCER.....	143
14. ORDLISTE.....	151
APPENDICES	
A1. PRØVETAGNING MED HENBLIK PÅ ANALYSE FOR ORGANISKE FORBINDELSER - MATERIALEVALG.....	159
A1.1 MATERIALEAFGIVELSE AF ORGANISKE STOFFER.....	159
A1.1.1 Prøveforureningsmekanismer.....	159
A1.1.2 Prøveforureningens materialeafhængighed.....	160
A1.1.3 Feltundersøgelser.....	162
A1.2 TAB AF ORGANISKE STOFFER.....	163
A1.2.1 Tabsmekanismer.....	163
A1.2.2 Tabets materialeafhængighed.....	167
A1.2.3 Tabets stofafhængighed.....	167
A1.2.4 Feltundersøgelser.....	167
A2. PUMPER OG ANDET PRØVETAGNINGSUDSTYR.....	171
A2.1 INDLEDNING.....	171
A2.2 VANDHENTERE.....	174
A2.3 SUGEPUMPER.....	177
A2.4 DYKPUMPER.....	179
A2.4.1 Strømningspumper.....	180
A2.4.2 Fortrængningspumper.....	181
A2.5 MONTEJUSPUMPER.....	186
A2.6 ANDRE PUMPER.....	188
A2.6.1 Mammutpumper.....	188
A2.6.2 Inertipumper.....	190
A2.7 PUMPEOVERSIGT.....	191
A3. PRØVETAGNING MED HENBLIK PÅ ANALYSE FOR ORGANISKE FORBINDELSER - VALG AF PRØVETAGNINGSPRINCIP.....	199
A3.1 TABETS STOF AFHÆNGIGHED.....	199
A3.2 TABETS AFHÆNGIGHED AF PRØVEHÅNDTERING OG MAGASINEGENSKABER.....	199
A3.3 TABETS AFHÆNGIGHED AF PRØVETAGNINGSPRINCIP.....	202
A4. SAMMENSTILLING AF DATA FOR MATERIALEAFGIVELSE FOR PLASTMATERIALER.....	209
A5. INFORMATIONSSKEMA TIL BRUG I FORBINDELSE MED PRØVETAGNING.....	213

A6. AFRAPPORTERINGSSKEMA TIL BRUG I FORBINDELSE MED PRØVETAGNING.....	217
A7. RENGØRINGSPROCEDURE FOR PRØVEBEHOLDERE TIL PRØVETAGNING FOR ANA- LYSE AF SPORMETALLER PÅ BAGGRUNDSNIVEAU.....	221

1. INDLEDNING

1.1 BAGGRUND

Grundvandet udgør i Danmark vores vigtigste drikkevandsressource, da praktisk talt alt drikkevand hidrører fra grundvandet. Der er igennem de senere år opstået et stigende antal tilfælde af grundvandsforurening fra forskellige kilder. Kilderne spænder vidt fra lossepladser, kemikalieaffaldsdepoter og forurenede industrigrunde til belastning fra landbruget med nitrat. Stigende bekymring for vores grundvands tilstand har således ledt til en kraftig stigning i antallet af gennemførte undersøgelser af grundvandsforureningstilfælde. I 1983 var der således igangsat under 10 undersøgelser. Det tilsvarende antal var i 1988 ca. 300 (Petersen, 1989).

De mange undersøgelsesaktiviteter har selvfølgelig ledt til, at der udtages et stort antal grundvandsprøver fra eksisterende borer eller fra nye undersøgelsesboringer. Man har gennem årtier taget grundvandsprøver til belysning af vandkvaliteten. Det var tidligere især de uorganiske parametre, man undersøgte. De nye undersøgelser, der er iværksat, omfatter ofte organiske stoffer, som man tidligere ikke var opmærksom på. Drikkevandskvalitetskravene for flere af de organiske stoffer er lave (ned til 0,1 µg/l). Det er klart, at de nævnte forhold nødvendiggør at prøvetagning gennemføres på den rigtige måde. Selv mindre fejl i forbindelse med prøvetagningen kan betyde, at prøven ikke er repræsentativ for tilstanden i grundvandsreservoiret, hvorfor den efterfølgende analyse af prøven kan gennemføres nok så korrekt, uden dog at resultatet bliver bedre af den grund.

Grundvand er i akviferen usynligt for prøvetageren, et forhold som umiddelbart er banalt, men som betyder, at grundvandsprøvetagning adskiller sig radikalt fra prøvetagning i overfladevande. Samtidig kan forholdene i et grundvandsreservoir være komplekse med store rumlige variationer, såvel hydrogeologisk, geokemisk som mikrobielt. De nævnte ting betyder, at der er et utal af faktorer, der kan give anledning til fejlbehæftede grundvandsprøver, hvis prøvetagningen ikke gennemføres korrekt.

1.2 FORMÅL

Formålet med denne rapport er at gennemgå de forskellige bestanddele i en grundvandsprøvetagning, specielt med henblik på at belyse fejlmulighederne, samt at anbefale metoder og rutiner så, grundvandsprøven ikke påvirkes i uacceptabel grad.

Der vil sjældent være to prøvetagningssituationer, der er helt ens. Der vil altid være forskelle i den hydrogeologiske situation, boringskonfigurationen, analyseparameterintervalget, den økonomiske ramme for undersøgelserne osv. Der vil således ikke kunne gives endegyldige svar på, hvordan man tager grundvandsprøver. Det er dog intentionen med denne rapport at opbygge en basis, som vil kunne danne grundlag for at opnå så repræsentativ en grundvandsprøve som muligt i hver enkelt situation.

De følgende forhold kan gøre, at en grundvandsprøve ikke er repræsentativ:

- 1) Boreaktiviteterne og placeringen af prøvetagningsinstallationen kan give anledning til ændring i det geokemiske miljø i grundvandszonen omkring boringen.
- 2) Vand af forskellig kvalitet kan blandes i borevolumenet
- 3) Vandet kan ændres kemisk ved passage fra formationen og ind i boringen
- 4) Vandet kan ændres kemisk ved kontakt med forerør, filter og andre tekniske installationer i boringen
- 5) Vandet kan ændres kemisk i forbindelse med, at prøven tages og bringes op til overfladen og over i prøvebeholderen
- 6) Prøvebehandling, emballering, transport og opbevaring kan give anledning til kemiske ændringer i prøven
- 7) Den anvendte analytiske procedure kan give fejlbehæftede resultater.

1.3 RAPPORTENS INDHOLD

Ved evaluering af en grundvandsforurening indgår en lang række bestanddele, såsom:

- placering og etablering af boringer
- valg af analyseparametre
- prøvetagning
- analyse
- datavurdering

I denne rapport vil kun prøvetagningen samt de forhold i forbindelse med etablering af boringer, der direkte kan påvirke prøvetagning, blive behandlet. Forhold omkring placering af boringer, valg af analyseparametre, udførelse af analyser samt datavurdering falder uden for denne rapports formål.

I kapitel 2 beskrives etablering af boringer, herunder fordele og ulemper ved forskellige boremetoder, udbygning af boringen, herunder valg af dimension, filterlængde, afpropning, gruskastning m.v. Sluttelig omtales metoder og strategier for renpumpning af boringen.

Kapitel 3 behandler materialevalget, hvor både tab og afgivelse af stof til prøven kan have afgørende betydning.

Før selve prøven tages, skal boringen forpumpes. Der har været fremsat forskellige synspunkter vedrørende behovet for forpumpning. De forskellige kriterier for forpumpning, samt metoder hertil, vil blive diskuteret i kapitel 4.

Selve prøvetagningen kan foregå på et utal af måder. Det, der afgør en prøves kvalitet, er ikke kun det udstyr, der benyttes til prøvetagning, men snarere et samspil mellem boringen (diameter, filterlængde, ydelse osv) og prøvetagningsudstyret. Disse forhold belyses i kapitel 5.

En række almindeligt benyttede parametre bør måles i felten, da konservering og transport vil reducere analysens kvalitet. Disse parametre behandles i kapitel 6.

Ofte er det nødvendigt at behandle prøven (filtrere, konservere m.m.). Disse forhold beskrives i kapitel 7.

I kapitel 8 omtales problemer med rengøring af prøvetagningsudstyr.

Kapitel 9 er en oversigtsmæssig beskrivelse af problemer under prøvetagning og -håndtering for hver gruppe af analyseparametre. Kapitlet vil kunne benyttes som "opslagsværk" til identifikation af de vigtigste fejlmuligheder for en given analyseparameter.

For at sandsynliggøre at prøvetagningen er foretaget optimalt, er det en god idé at gennemføre en kvalitetssikring, især i forbindelse med prøvetagning til analyse for organiske stoffer på lavt niveau. Dette gennemgås i kapitel 10.

Da det som nævnt er svært at generalisere, er der i kapitel 11 givet et eksempel på et anbefalet prøvetagningsprogram til en konkret analysepakke, nemlig den såkaldte "udvidede" drikkevandskontrol, suppleret med ofte benyttede organiske parametre.

I alle kapitler vil der, så vidt det er muligt, blive givet anbefalinger til, hvordan prøvetagningen bør gennemføres under forskellige situationer.

I forbindelse med udfærdigelsen af denne rapport er der blevet udført en række sammenstillinger af indenlandske og udenlandske undersøgelser. Disse sammenstillinger er for omfattende til, at de kan præsenteres i selve rapporten. I stedet præsenteres de i en række appendices. Spørgsmålet om materialevalg er især kritisk for organiske stoffer, og der findes mange undersøgelser af tab og afgivelse af organiske stoffer fra diverse materialer. Disse undersøgelser er sammenfattet i appendix 1. Prøvetagningsudstyr benyttet til grundvandsprøvetagning er mangfoldigt og mangeartet og benytter sig af mange forskellige principper. De forskellige typer af udstyr beskrives i oversigtsmæssig form i appendix 2.

Meget af det prøvetagningsudstyr, der omtales i appendix 2, er udviklet speciel med henblik på at prøvetage for organiske stoffer. Der er især i udlandet blevet gennemført en lang række undersøgelser, hvor forskelligt udstyr testes med henblik på prøvetagning. En række af disse undersøgelser refereres i appendix 3.

I appendix 4 er der sammenstillet vigtige materialeforhold for en række plastmaterialer. Sammenstillingen er udfærdiget på baggrund af producenteres materialeindberetninger til Miljøstyrelsen.

Appendix 5 og 6 er forslag til informations- og afrapporteringsskemaer, der skal sikre at alle vigtige informationer i forbindelse med prøvetagning, bliver formidlet mellem planlæggere, prøvetagere og databrukerne.

I appendix 7 præsenteres en speciel rengøringsprocedure for prøvebeholdere, der fordres dersom indhold af spormetaller på baggrundsniveau skal undersøges.

2. ETABLERING AF BORINGER

Før der kan tages prøver fra et grundvandsreservoir, må der etableres et prøveudtagningssted, en boring. Etablering af boringer, specielt til undersøgelses- og monitoringsformål, er et stort og kompliceret område, hvorom der kunne skrives en selvstændig udredning af samme omfang som denne rapport. Dette kapitel er derfor meget oversigtsmæssigt, og kun de forhold, der har direkte relevans for vandprøvetagning og vandprøvekvalitet, behandles. Kapitlet vil især omhandle undersøgelses- og monitoringsboringer, som bliver etableret alene med henblik på en kvalitetsvurdering af grundvandet.

Der anvendes flere metoder ved etablering af boringer, og der sker stadig metodeudvikling inden for dette felt. De nyere samt de mere traditionelle boremetoder beskrives kort i kapitlet. Specielle metoder, der tillader udtagning af vandprøver under borearbejdet vil blive behandlet i et separat afsnit. Endelig omtales spørgsmål omkring boringsdiameter, filterlængder, afpropning, gruskastning m.m. samt renpumpning i to separate afsnit. I øvrigt kan der, for de mere traditionelle boremetoder, henvises til faglitteraturen (Glensvig, 1974).

2.1 GENERELT

Som nævnt i kapitel 1 vil der i mange af de undersøgelsesboringer, der etableres i dag, blive taget prøver til analyse for parametre i meget lave koncentrationsområder (især diverse organiske stoffer). Dette betyder, at der stilles helt andre krav til "hygiejnen" under borearbejdet, end man før har været vant til. Der skal således ikke meget forurening ned i filterområdet, førend at prøver med koncentrationsniveauer omkring 1 µg/l er påvirket.

Alt boregrej bør derfor i sådanne tilfælde grundig rengøres, eventuelt med brug af damprensning, og/eller højtryksspuling (Fetter, 1983). Også rensning af boregrej under borearbejdet kan være nødvendigt.

Smøring af samlinger bør ske med minimale mængder olie. For de samlinger, der kommer i direkte kontakt med formationen, må oliesmøring helt undgås, i stedet kan man bruge grafitpulver (i små mængder) (Sørensen et al., 1988). Påfyldning af brændstof på maskinel, samt skift af hydraulisk udstyr, der giver risiko for mindre spild af hydraulisk olie, bør ikke ske lige op ad borelokaliteten. I øvrigt bør det hydrauliske system løbende checkes for lækager o.lign.

Etablering af grundvandsboringer på områder, hvor der er fare for en betydelig overfladejordsforurening (som på forurenede industrigrunde) kan være problematisk pga. forureningsoverførsel fra overfladejord, via borehullet ned i de grundvandsførende lag. Under sådanne forhold kan det være nødvendigt at lave et specielt overfladeforerør, hvorigennem boringen udføres (se figur 2.1). I øvrigt må man være forsigtig med at lægge udstyr (borestænger, borerør osv.) direkte på jorden, hvor der er fare for en forurening fra de øverste jordlag.

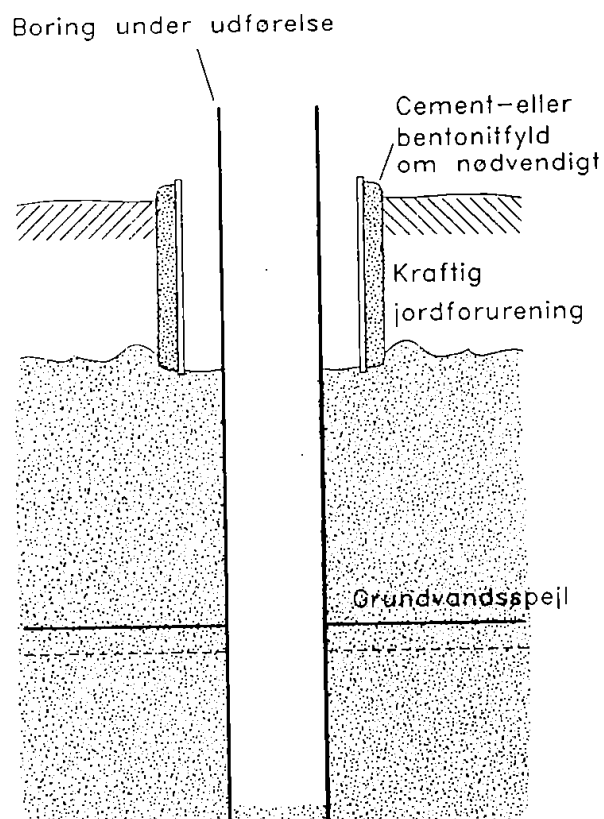
På lignende måde er det hensigtsmæssigt at gå fra en større borerørsdiameter til en mindre, når lavpermeable lag, adskillende to separate grundvandsmagasiner passeres ("Teleskopboring"). På denne måde minimeres faren for kontaminering af et eventuelt uforurennet reservoir fra et overliggende forurennet reservoir.

2.2 BOREMETODER

Som nævnt har der i ind- og udland været benyttet en lang række forskellige metoder ved etablering af boringer. De vigtigste forhold ved valg af boremetode er følgende:

- boringens formål
- boringens ønskede dybde og dimension
- geologiske forhold
- økonomisk ramme

De vigtigste boremetoder er:



Figur 2.1 Etablering af overfladeborerør for at undgå overførsel af forurening fra kraftig overfladejordforurening til dybere jordlag.

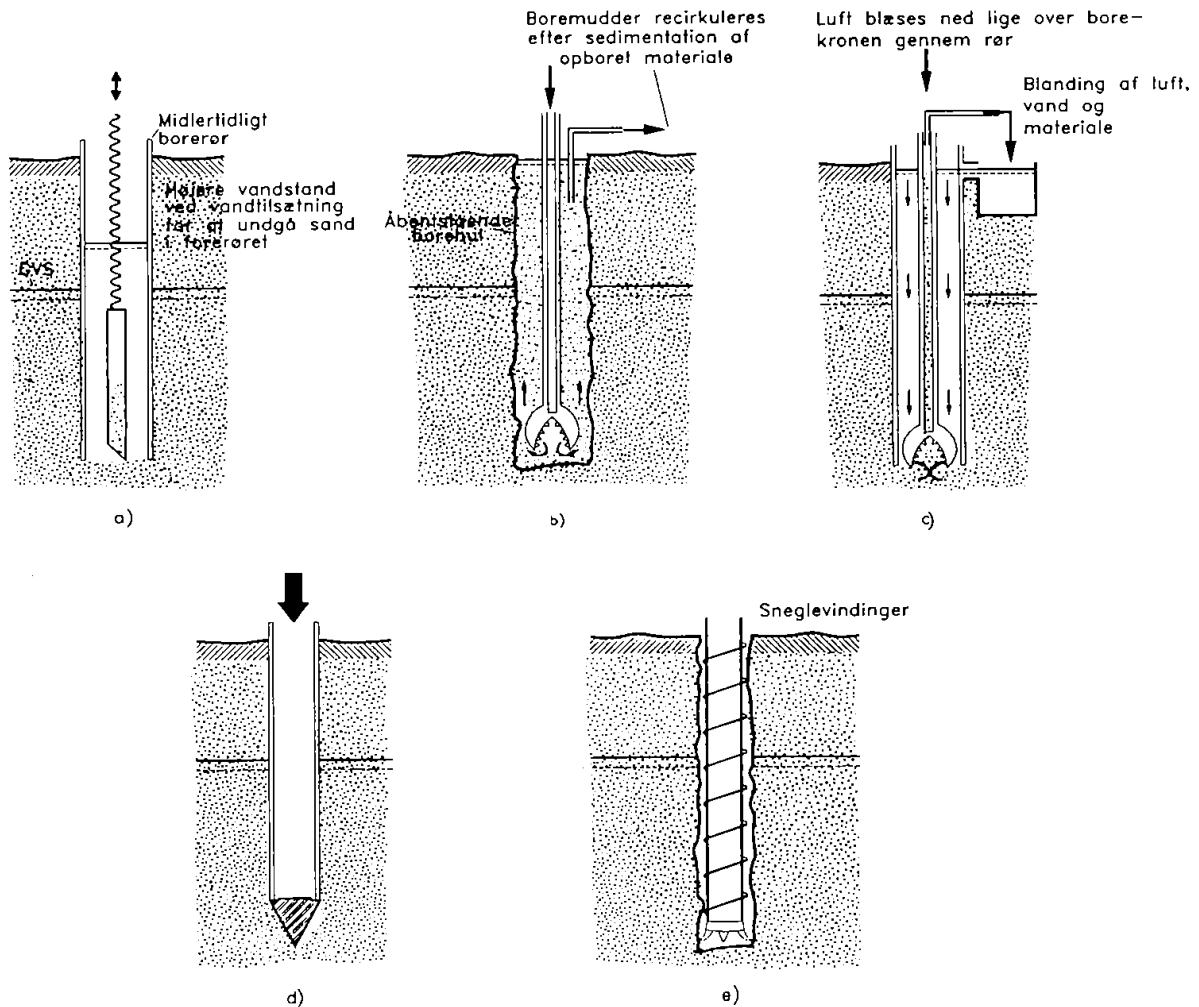
- spandboringer (med sandspand)
- skylleboringer (med vand eller luft)
- snegleboringer
- rammeboringer

Disse boremetoder vil blive behandlet i det følgende.

2.2.1. Spandboringer

Etablering af boringer vha. spandboringsteknikken er en meget udbredt metode i Danmark. Ved denne metode benyttes et borerør, der føres ned i formationen under arbejdet. Materialet fjernes fra borerøret med en sandspand,

som trækkes op og tømmes med passende mellemrum. Hårde lag (kompakt ler, kridt, sten osv.) kan evt. knuses med mejsel o.lign., for derefter at fjernes med sandspanden. Lag af moræner, silt o. lign. kan eventuelt med fordel gennembøres ved brug af kopbor o. lign. Når den ønskede dybde er nået, placeres filterrøret og forlængelsesrør i borerøret, der efter passende aktiviteter (se senere), trækkes op igen. (se figur 2.2). Metoden kan kun



Figur 2.2 Skematisk fremstilling af de vigtigste anvendte boremetoder a) tørborring, b) skylleboring, c) luftskylleboring, d) snegleboring, e) rammeboring

benyttes med vand i borehullet. Som regel er det nødvendigt at tilsætte vand for at opretholde en positiv trykgradient i borerøret, så bunden ikke skyder op og fylder røret med sand. Tilsætningen af vand kan føre til, at boringen

og den omgivende formation bliver påvirket af vand med en anden kvalitet end formationsvandet. Ved en senere renpumpning (se afsnit 2.5.) må man derfor sikre, at det tilsatte vand fjernes. Dette er normalt ikke noget problem i sand/grus formationer, men i sprækkede formationer (kalk, kridt, granit) kan det tilsatte vand bevæge sig langt væk. Ved tilsætning af et sporstof (f. eks. lithiumklorid) til spædevandet kan det imidlertid kontrolleres, at borevand, som er trængt ud i formationen, er tilbagepumpet.

Ved boring gennem stærkt forurenede lag kan borerørets yderside blive over-smurt med forurenede materiale, som ved borerøret nedadgående bevægelse kan overføres til lagene, hvor filteret skal sættes. (Gillham et al., 1983).

Spandboringsteknikken er en langsom metode i sammenligning med andre bore-metoder. Dette betyder, at metoden er relativt uøkonomisk, hvilket nok er metodens største begrænsning.

2.2.2 Skylleboringer

Ved skylleboringer benyttes et borehoved, der løsner materialet i borehullet. Borehovedet sidder på borestænger, der roterer. I normal skylleboring transporteres materialer til overfladen vha. en væske (vand eller boremudd) , der ved pumpning recirkuleres ned gennem de hule borestænger og opad i borehullet. Det løsborede materiale føres med cirkulation op til et bassin, hvor det sedimenteres. Cirkulationen kan også ske omvendt, i så fald benævnes boremetoden "skylleboring med omvendt cirkulation".

Skylleboringer kan også udføres ved tilsætning af luft gennem borestammen til borekronen i bunden af hullet (luftskylleboring), hvorved den lette luft/vand-blanding transporterer det løsnede materiale op til overfladen (se figur 2.2). Da der er direkte tilløb af vand fra skyllevandsbassin til borehullet, vil der til stadighed opretholdes en positiv trykgradient i borehullet, hvorved det undgås, at hullet styrter sammen. Brugen af borerør kan derved normalt begrænses til den øverste del af hullet.

Ved brug af skylleboringsmetoder fås relativt dårlige jordprøver, da det optransporterede materiale er stærkt sammenblandet. Den geologiske tolkning kan være så upræcis, at den dårligt danner grundlag for en vurdering af,

hvor filtre, afpropning m.m. (se senere), skal placeres. Omvendt cirkulation giver dog bedre prøver end normal cirkulation.

Den recirkulerende væske er, som nævnt, ofte tilsat diverse hjælpestoffer for at gøre materialetransporten mere effektiv og for at modvirke, at hullet klapper sammen. Der benyttes både uorganiske stoffer (bentonit o.lign.), samt organisk baserede stoffer. På grund af den positive trykgradient, vil der ske en transport af mudderet ind i formationen (invasion). Det kan ofte være umuligt at fjerne mudderet fra formation igen, og vandkvaliteten kan derfor være påvirket i lang tid. Der er således konstateret en øgning af COD-indholdet i vandet i op til et år efter, at boringen var afsluttet, pga. benyttelse af organisk baseret boremudder, (Brobst & Buszha, 1986). Også undersøgelse for specifikke organiske komponenter, samt mikrobielle analyser er blevet påvirket pga. benyttelse af organisk baseret boremudder (Gillham et al., 1983). Benyttes rent vand, er påvirkningen mindre.

Ved boring uden borerør er der fare for, at forurenede vand og sediment skal transporteres til ikke forurenede områder. Risikoen forøges hvis der sker en recirkulation af vand i borehullet.

En meget effektiv skylleboremethode til hårdnede bjergarter er ODEX-metoden (også kaldet "down-the-hole-hammer"). En trykluftdrevet hammer knuser formationen. Nedknust materiale (og vand) blæses derefter op med trykluft. Da der kan bores med undertryk i borehullet, vil der ikke ske udtrængning af evt. borevæske i formationen. Ved denne boremetode sker der ingen recirkulation, hvilket nedsætter påvirkningen. Den benyttede trykluft bliver dog ofte fremstillet på stedet i en kompressor, hvorfor luften kan indeholde mindre mængder olie, som kan forurene boringen (Barcelona et al., 1985). I anaerobe formationer vil tryklufften give anledning til en stærk luftning af borehullet, hvilket kan give kraftige geokemiske ændringer. Desuden kan der være arbejdsmiljømæssige problemer, hvis der bores i formationer forurenede med flygtige organiske stoffer, som med tryklufften vil transporteres op, og frigives til luften omkring borestedet (Gillham et al., 1983).

Skylleboringsmetoder er meget benyttet i Danmark især til vandforsyningsboringer, da de er hurtige og dermed billige. Der er dog så mange påvirkningsmuligheder ved de forskellige skylleboringsteknikker, at det ikke kan anbefales at benytte dem ved etablering af undersøgelsesboringer og

moniteringsboringer. Ved etablering af meget dybe boringer (dybere end cirka 150 meter) og ved boring i hårdnede bjergarter, er det dog svært at finde et egnet alternativ til skylleboringsmetoderne (Barcelona et al., 1985). "Down-the-hole-hammer" -metoden vil dog være velegnet i hårdnede bjergarter, såfremt den tilførte luft kan sikres at være fri for kompressorolie.

2.2.3 Snegleboringer

Ved etablering af boringer med sneglebor benyttes borestænger påsat skruevindinger, som roteres ned i formationen. Der findes to typer sneglebor: det almindelige sneglebor med fast borestang samt det hule sneglebor. Det almindelige sneglebor benyttes meget i umættede lag samt i lag af silt, ler, gytje m.m. under grundvandsspejlet. Kun den nederste sektion af borestængerne har skruevindinger, og boret trækkes op, når vindingerne er fyldt med materiale (efter ca 0,5-1 meters nedboring). Metoden kan give materialeprøver af rimelig høj kvalitet. Metoden har været brugt under grundvandsspejlet i finkornede formationer (ved brug af borerør), men kan normalt ikke anvendes i lag af sand og grus under grundvandsspejlet.

Ved den hule snegl er hele borestangen påsat sneglevindinger. Borestangen er hul og virker som borerør (se figur 2.2). Nederst er borestangen lukket med et borehoved. Når det ønskede filterniveau er nået kan filterrøret placeres i den hule borestang, de nødvendige aktiviteter kan gennemføres (se senere), hvorefter snegleboret rykkes op. Metoden er meget udbredt i USA og Canada, men har praktisk talt ikke været brugt i Danmark indtil for et par år siden.

Ved boring med det hule sneglebor bringes der ikke repræsentative sedimentprøver op til overfladen, så kendskabet til de gennemborede lag er begrænset. Metoden har dog i Danmark været benyttet i kombination med elektrisk logging, med elektroder placeret nederst på snegleboret. Denne log giver et relativt godt kendskab til de gennemborede lag, (Sørensen, 1988a). Også andre geofysiske logs vil kunne benyttes. Rotationen af den hule snegl kan give anledning til en blanding af sediment, idet der sker en opadgående transport af sediment i sneglevindingerne. Herved kan der dannes en permeabel zone, hvor eventuelle vandstandsende lag er brudt, og hvor der kan ske krydskontaminering, imellem de forskellige vandførende lag (Groundwater

Research Institute, 1986). Der findes dog også sneglebor, hvor den valgte stigning i sneglen (antal vindinger pr. meter) giver anledning til en minimal lodret transport af sediment (Sørensen, 1988b).

I sammenligning med spand- og skylleboring har snegleboring den store fordel, at der ikke skal benyttes spædevand under arbejdet. Der kan dog opstå en vis påvirkning, hvis samlingerne mellem stængerne ikke er tætte, så formationsvand uhindret kan strømme ind i borerøret. Det opadtransporterede materiale med indeholdt porevand, vil dog også kunne påvirke vandprøver i en vis tid efter boringens udførelse.

Boring med den hule snegl er en relativ hurtig metode, men er her i landet ikke benyttet til dybder større end ca. 60 meter.

2.2.4 Rammeboringer

Ved rammeboring, bankes eller vibreres et rør ned i formationen. Røret er nederst påsat en spids, så røret ikke fyldes med materiale under nedramningen (se figur 2.2). Når den ønskede dybde er nået, kan spidsen slås ud, og der kan i røret placeres filterrør, hvorefter røret kan trækkes helt op, eller efterlades et stykke over filterets top. Denne operation er kun mulig, hvis spidsen er løst påsat. Ved at efterlade røret i formationen, vil eventuelle hydrauliske barrierer (ler- og siltlag), der er blevet gennemboet af rammerøret under arbejdet, forblive forseglede. Rammeboring giver, som nedenunder beskrevet, ingen sedimentprøver, og der fås umiddelbart ingen kendskab til de geologiske lag, der er gennemboret. Der kan dog i forbindelse med borearbejdet gennemføres forskellige geofysiske logs (gammalog, neutronlog, ellog m.m.), der kan give informationer om lagfølgen. Med et permanent filter i den nederste del af røret, vil metoden være velegnet til udtagning af niveaubestemte vandprøver i mættede sandformationer.

Metoden har den fordel, i forhold til tør- og skylleboring, at der ikke benyttes spædevand. Desuden sker der en minimal påvirkning af den geologiske lagfølge. Metoden er hurtig i sand og grus; i ler eller silt går hastigheden betydelig ned. Betydelig lag af ler eller silt kan faktisk være umulige at

gennembore med rammeteknikken. Under danske forhold har der ikke været rammeboret til dybder større end 40 meter.

2.2.5 Andre boremetoder

I faste bjergarter (især granit) kommer de ovenfor nævnte boremetoder oftest til kort. Det kan være nødvendig at benytte diamantbelagte borekroner. Ved denne boremetode benyttes store mængder vand (til køling af fræsehovedet). Dette skyllevand kan bevæge sig over store afstande i de sprækkede zoner. Her kan brug af sporstoftilsat vand være til stor hjælp (se i øvrigt afsnit 2.2.1).

Også ved jettingteknikken benyttes store mængder fremmed vand. Ved jetting skubbes/bankes et åbent borerør ned i formationen, samtidig med at bunden bortskylles med vand. Vandet transporterer det løsnede materiale op til overfladen. Den store mængde vand kan give store påvirkninger af lagenes kemiske tilstand. Som ved skylleboringsteknikken fås et minimalt kendskab til de gennemborede lag. Metoden kan kun benyttes i ikke hærtnede, sedimentære bjergarter. Metoden er dog ikke særlig udbredt, (når der ses bort fra etablering af sugespidsanlæg til grundvandssænkninger).

Dette afsnit viser, at der i tidernes løb er udviklet et stort antal boremetoder. De forskellige fordele og ulemper ved de enkelte metoder set i forhold til prøvepåvirkning, er summeret i Tabel 2.1.

2.3 UDTAGNING AF VANDPRØVER I FORBINDELSE MED BOREARBEJDET.

I de senere år er der i ind- og udland udviklet metoder, hvor der kan tages vandprøver i forbindelse med, at jordlagene gennembøres. På denne måde kan der på en relativ nem og billig måde, opnås koncentrationsprofiler over dybden med høj detaljeringsgrad. Princippet er yderst anvendeligt ved kortlægning af en forureningsudbredelse i en sandakvifer. Den kan samtidig danne grundlag for en optimal placering af permanente filtre.

Prøvetagning i forbindelse med borearbejder, hvor der anvendes spandboringsteknik er forsøgt, idet der er taget prøver af vandet fra sandspanden. Da der i forbindelse med spandboringer oftest benyttes spædevand, er de

Tabel 2.1 Fordele og ulemper ved forskellige boremetoder. (frit efter Gillham et al., 1983).

<u>FORDELE</u>	<u>ULEMPER</u>	<u>Luftskylleboring (fortsat)</u>	
		<u>FORDELE</u>	<u>ULEMPER</u>
<u>Spandboringer</u> <ul style="list-style-type: none"> - Brugbar såvel i hærde bjerget som i sand og grusformationer. - Relativ små mængder spædevand benyttes - Jordprøver (og vandprøver hvis minimale vandmængder tilsættes) kan udtages med en rimelig kvalitet - Kan benyttes til alle dybder - Brugbar såvel i sand og grus som i ler og hærde materialer - Hurtig og dermed relativt billig 	<ul style="list-style-type: none"> - Risiko for lodret opblanding af materiale - Forurening med spædevand er mulig - Metoden er langsom og dermed relativt dyr 	<ul style="list-style-type: none"> - Ikke brugbar i områder kraftigt forurenet med flygtige organiske stoffer 	
		<u>Hul snegleboring</u> <ul style="list-style-type: none"> - Ingen brug af spædevand - Lille risiko for forurening med smøremidler m.m. - Der kan evt. tages vandprøver under borearbejdet - Gruskastning og afpropning kan placeres præcist - Relativ hurtig og billig 	
		<ul style="list-style-type: none"> - Kan kun bruges i ikke hærde materialer uden store sten - Kan give opblanding af materiale i snelegangen (dette kan dog minimeres betydeligt) - Begrænset til dybder mindre end ca. 60 m. 	
<u>Luftskylleboring</u> <ul style="list-style-type: none"> - Kan benyttes til alle dybder i såvel sand og grus som i ler og hærde materialer - Hurtig og dermed relativt billig 	<ul style="list-style-type: none"> - Lodret opblanding pga. væskeirkulation - Udsivning af boremateriale til formationen, som dermed forurenes - Større mulighed for forurening fra smøremidler og metalafslid - Besværlig at renpumpe - Forerør eventuel nødvendig i sand og grus - Lodret opblanding kan ske, pga. væskeirkulation - Trykløften kan forurene eller ilte boreren 	<u>Rammeboring</u> <ul style="list-style-type: none"> - Begrænset anvendelig i større mægtigheder af ler (>10m) og silt (>2-5m) - Ingen mulighed for jordprøvetagning (det kan der delvis kompenseres for ved brug af diverse geofysiske logs) - Begrænset til dybder mindre end ca. 40 m. 	

prøver der kan opnås af tvivlsom kvalitet, men fremgangsmåden er dog benyttet med held til fastlæggelse af filterniveauer.

Udtagning af vandprøver under borearbejdet har især haft succes i forbindelse med ramme- og snegleteknik. På Danmarks Geologiske Undersøgelse er der udviklet en speciel teknik, kaldet BOTESAM (BOring-TEstning-SAMpling), hvor et tilspidset jernrør med perforeringer på det nederste stykke bliver rammet ned gennem formationen, samtidig med at der tages vandprøver (Larsen & Andersen, 1988). Metoden har været anvendt med stort held til kortlægning af en forureningsfane (se figur 2.3). En lignende metode er udviklet i USA, den såkaldte "Hydropunch" (Ordry, 1986).

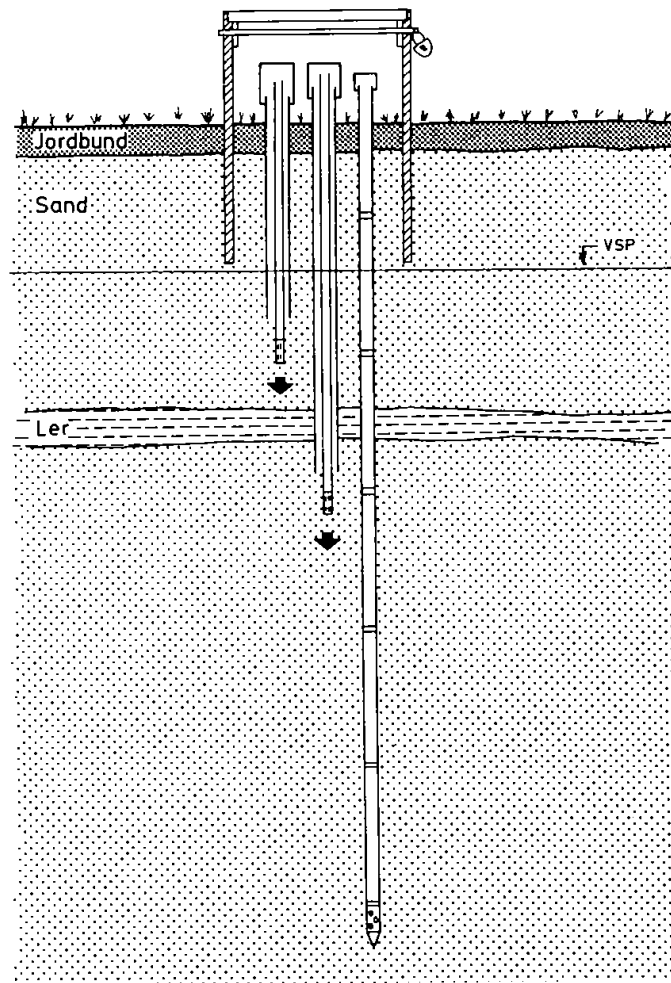
Den hule snegleboringsmetode kan ligeledes udbygges, så der kan tages prøver under borearbejdet enten vha. en perforeret messingplade placeret forrest, hvorigennem der tages vandprøver (Anderson, 1977) eller vha. en gennemslidset snegleenhed (Scalf et al., 1981, Taylor & Serafini, 1988). En lignende teknik er under udvikling i Danmark (Sørensen, 1988b).

2.4 UDBYGNING AF BORINGER.

Når den ønskede dybde er nået, starter arbejdet med at udbygge boringen. Før eller i forbindelse med borearbejdet skal der tages beslutning om følgende forhold:

- dimension og antal af filterrør
- filterlængder
- gruskastning
- afpropning
- afslutning

De ovennævnte forhold vil blive behandlet i det følgende, igen med henblik på at få den bedste vandprøvekvalitet.



Figur 2.3 BOTESAM-boring, hvor der tages prøver under selve borearbejdet (Larsen & Andersen, 1988)

2.4.1 Filterdimension og -antal

Grundvandskvaliteten kan variere betydeligt over dybden. Man kan derfor være interesseret i at udbygge en boring med flere filterrør, så der kan tages prøver fra flere dybder. Afhængig af den dimension der vælges for filterrør, kan et borehul udbygges med et større eller mindre antal filterrør.

Dimension.

Igennem mange år har man udført undersøgelsesboringer i Danmark med dimension fra 4 tommer og opad. Grunden til dette har især været, at man ønskede at benytte dykpumper til prøvetagning, og den mindste dykpumpe på markedet kunne netop gå ned i en 4-tommer boring. Der er dog efterhånden meget forskelligt prøvetagningsudstyr, der kan gå ned i både 1- og 2-tommer boringer (se Appendix 2).

I dag er der faktisk meget få argumenter for at lave undersøgelses- og monitoringsboringer større end 50 mm i indre diameter, (Barcelona et al., 1985, Gillham et al., 1983, Rinaldo-Lee, 1983). Boringer med små dimensioner er at foretrække af følgende årsager:

- a) Prøvetagningsudstyret er lettere at håndtere (det fylder og vejer mindre)
- b) Ren- og forpumpning inddrager betydelig mindre vandmængder
- c) Små filtre retablerer sig hurtigere (alt andet lige) end store filtre (Rinaldo-Lee, 1983).
- d) Små filtre er billigere
- e) Der kan placeres flere filtre i samme boring

ad a) Til eksempel kan nævnes at en 4-tomme-dykpumpe med tilhørende 50 m 1-tomme armeret plastslange vejer ca. 30 kg, medens den tilsvarende 2-tomme dykpumpe (ligeledes med tilhørende 50 m slange) vejer ca. 6 kg.

ad b) I 10 meter 5-tomme rør står der ca. 125 liter vand, hvor der i 10 m 2-tomme rør står ca. 20 liter, altså cirka 6 gange mindre.

ad c) Dette kan især være vigtig i lavtydende formationer (finsand, silt)

Antal

I mange tilfælde ønskes niveaubestemte vandprøver. I sådanne tilfælde ønskes mange filtre installeret i samme boring. Er der fare for krydskontaminering pga. hydrauliske trykgradienter over dybden, er det nødvendigt at forsegle

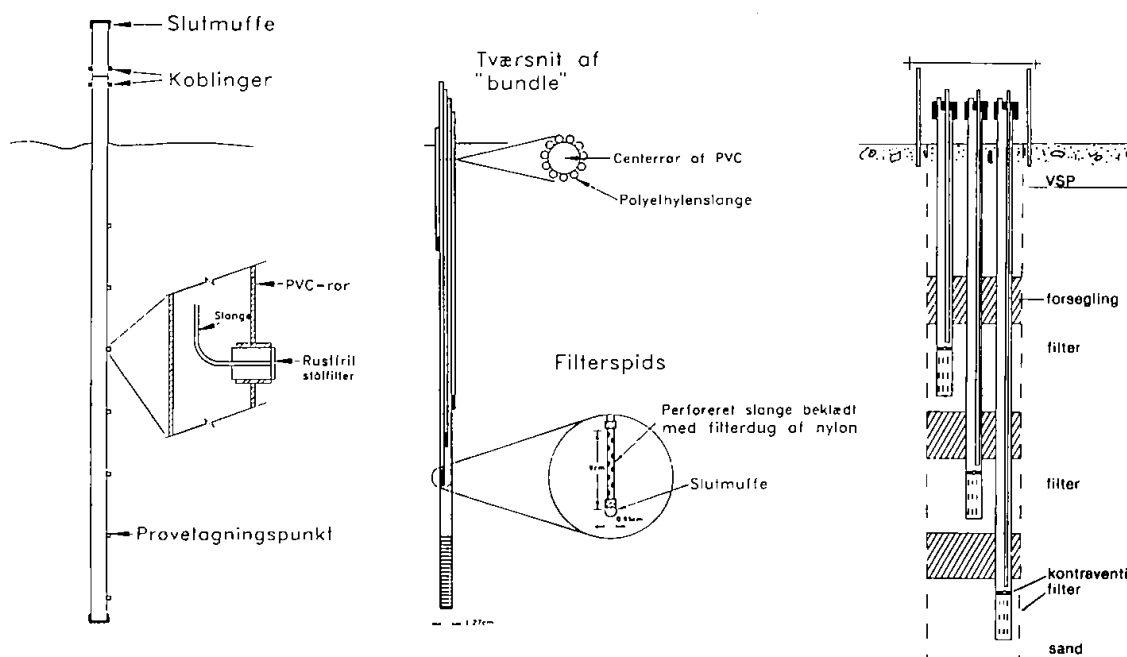
mellem filtrene (se afsnit 2.4.4 og figur 2.5). Rent teknisk er det i sådanne tilfælde næppe muligt at installere flere end højst 5 separate rør i samme hul (Cherry, 1986), og det kan endda være hurtigere at lave flere separate borer i stedet, (Barcelona et al., 1985). Desuden kan filtre i små dimensioner placeret i et stort borehul være vanskelige at renpumpe, grundet den ringe vandmængde og dermed strømningshastighed i sandlaget og gruskastningen omkring filteret.

Hvor faren for krydskontaminering er lav (i relativt homogene sandreservoirs) kan afpropning mellem separate filtre udelades. I sådanne tilfælde har man lavet installationer med over 30 separate filtre (Cherry, 1986), se figur 2.4. De enkelte filterrør er i sådanne installationer så små, at kun sugning (eller eventuelt oppumpning med specielt udviklet udstyr (se appendix 2) er muligt.

2.4.2 Filterlængde og -udførelse

Mange vandforsyningsboringer er af hensyn til ydeevnen, udført med lange filtre evt. gennem hele det grundvandsførende lag. Mange undersøgelsesboringer er blevet udført på lignende vis. Fra sådanne borer har der været forsøgt taget dybdespecifikke prøver vha. pakkeranordninger, hvor dele af filterlængden afspærredes, hvorefter der blev taget prøve fra det afspærrede område. Den type arrangementer kan imidlertid ikke anbefales i forbindelse med undersøgelsesboringer, da der ofte vil ske krydskontaminering fra lag til lag, imellem prøvetagningstidspunkterne (Groundwater Research Institute, 1986), (se ellers i kapitel 5). Vand fra lag med højere tryk, vil uhindret kunne strømme gennem boringen til lag med lavere tryk. Selv trykforskelle på få millimeter vandsøjle er nok til, at betydelige vandmængder kan bevæge sig fra et niveau til et andet, og en tilbagepumpning af dette vand i forbindelse med en efterfølgende prøvetagning, vil give helt misvisende resultater. Også små densitetsforskelle mellem vand i forskellige niveauer er nok til, at betydelig vandmængde kan bevæge sig fra niveau til niveau.

I undersøgelsesboringer bør der benyttes korte filtre, typisk under én meter. Filtre af 5 fods længde (å 1,5 meter) bliver af nogle betragtet som lange (Barcelona et al., 1985). Slidsestørrelsen bør vælges ud fra valg af



Figur 2.4 Eksempler på boringsinstallationer med flere filterrør i samme borehul, a) enkelt forerør med flere små prøvetagningspunkter (Cherry, 1986), b) "bundle" bestående af et centerrør samt flere mindre rør, med filterspidser i forskellige niveauer (Cherry, 1986), c) traditionel udbygning af boring med forsegling mellem filtrene

gruskastningstype eller formationskornstørrelse (se senere). Slidserne skal tilbageholde minimum 90% af gruskastningen. Anvendes der ingen gruskastning bør slidserne tilbageholde 60-70% af formationsmaterialet (Barcelona et al., 1985).

2.4.3 Gruskastning

Formålet med en gruskastning er at holde formationsmateriale ude og nedbringe strømningsmodstanden. I sand og grus kan gruskastningen eventuelt udelades, da formationen vil falde sammen omkring filterrøret, når borerøret trækkes op.

Kun kvartssand bør benyttes til gruskastning. Sandet bør opbevares i søkke fra fremstillingsstedet (Gillham et al., 1983, Barcelona et al., 1985). Kornstørrelsen bør være ca. 3-4 gange gennemsnitskornstørrelsen for

formationen, (Barcelona et al., 1985). Forhold omkring gruskastning er i øvrigt indgående behandlet af Glensvig (1967).

I de seneste år er der benyttet filterrør, hvor der er påsat en sammenkittet kvartssandsbelægning. Fordelen ved dette er, at gruskastning derved kan undlades. Man bør dog være opmærksom på at den lim, der er anvendt til sammenkitning af sandbelægningen, kan afgive organiske stoffer.

2.4.4 Afpropning

Afpropning af filtre udføres for at undgå hydraulisk kortslutning mellem forskellige vandførende lag i borehullet. Afpropning kan i nogle tilfælde udelades, specielt i homogene sand og grusaflejringer, hvor der ikke forventes lodrette trykgradienter (Cherry et al., 1986). Sådanne kan dog udemærket forekomme, også i højpermeable formationer, idet der almindeligvis enten er tale om et nedsivningsområde eller et udstømsområde, hvilket medfører henholdsvis nedadgående og opadgående grundvandsstrømning..

Afpropning er ofte svært at udføre ordentligt, men kan i mange tilfælde være helt afgørende for at niveaubestemte prøver kan opnås. Afpropningsmaterialet består i reglen af lerholdigt materiale (bentonit, m.m.), eller cementvælling. Også diverse gummimembraner er forsøgt anvendt, (Cherry et al., 1986).

Såvel afpropning med ler som cement kan påvirke vandkvaliteten, hvis proppen er placeret for tæt på filterintervallet. En påvirkning fra cementprop vil give sig udslag i høje pH-værdier (helt op til 10-12). Påvirkning fra en lerafpropning vil medføre ændret ionsammensætning af vandprøven (pga. lerets meget høje kationbytningssevne) og kan således være svær at opdage. Ekstremt høje natriumværdier (da de benyttede lerer ofte er natriummættede), kan således skyldes en påvirkning fra lerproppen. For at undgå påvirkninger, bør proppen ikke placeres for tæt på filteret (i større borerer minimum 100 cm fra filteret). Eventuelt kan der, umiddelbart under propperne, gruskastes med fint kvartsand, for at undgå en nedsivning af afpropningsmateriale til filterniveau (Barcelona et al., 1985).

Placering af afpropningsmateriale på normal vis, kan være vanskelig hvis afstanden fra borerør til forerør er mindre end ca. 5 cm (Scarf et al.,

1981). I forbindelse med installationer af "bundle-typen" (se figur 2.4), hvor afstanden er betydelig mindre, er propper bestående af formstøbte bentonitkraver, der placeres omkring filterrørene, blevet anvendt (Cherry, 1986). Afpropning på normal vis sker tit med ekspanderende bentonitgranulat, lerkugler eller lervælling, der hældes ned i boringen fra oven. En mere sikker metode er hældning eller bedre, pumpning af en bentonitvælling gennem et rør direkte ned, hvor proppen ønskes placeret. Derved undgås at forlængelsesrør og borehulsvæske tilsøles med betonitslam, hvorved en placering af højere filtre vanskeliggøres. I øvrigt kan vandet over filterintervallet med fordel bortpumpes, inden næste filter placeres.

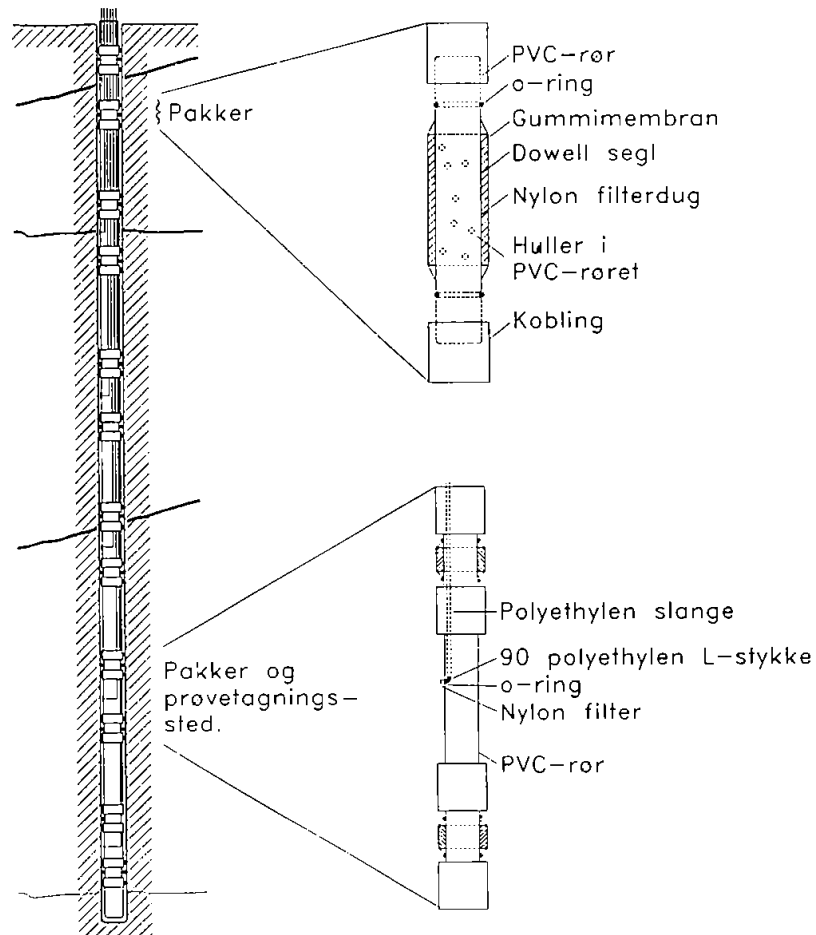
Afpropning i sprækkede formationer er specielt en vanskelig opgave, idet det benyttede ler (eller cement) vil kunne spredes vidt gennem sprækkerne, hvorved en upåvirket vandprøve kan være svær at opnå. Brug af specielle ekspanderende gummikraver er blevet benyttet med held til opnåelse af niveaubestemte prøver i sprækkede formationer (Cherry, 1986), (se figur 2.5).

2.4.5 Afslutning

Boringer, hvorfra der skal tages vandprøver, bør altid afsluttes med aflåseligt dæksel (af hensyn til hærværk), samt brøndring el. lign. til beskyttelse mod tunge køretøjer m.m. Desuden bør forerøret altid afproppes i terræn. I Sørensen et al. (1988) er der givet flere eksempler, på hvordan boringer kan afsluttes.

2.5 RENPUMPNING

Ved renpumpning af en boring forstås en pumpning med henblik på at fjerne suspenderet materiale, kalk eller ler, slam, silt og fint sand fra selve boringen og dens nærmeste omgivelser, d.v.s., gruskastningen omkring filteret eller den naturlige formation, samt vand fra borearbejdet.



Figur 2.5 Eksempler på boringsinstallation i sprækket formation med flere filterrør i samme borehul (Cherry, 1986).

En boring udført med henblik på monitorering af grundvandskvalitet bør kunne yde rent vand, uden suspenderet materiale. Dette kan imidlertid være svært at opnå, pga. meget uregelmæssig og ringe pumpning. Suspenderet materiale vil kunne give anledning til fejlanalyse, og må i givet fald fjernes ved filtrering i felten (se kapitel 7).

Enhver nyetableret boring vil til at begynde med, give vand med suspenderet materiale i form af de ler, silt og sandpartikler, som kan passere gruskastningen og filterets slidser.

Renpumpningen sker ved, at der pumpes på boringen, i begyndelsen med en lille ydelse, hvorefter pumpeydelsen øges trinvis. Derved opnås, at de

fineste partikler, ler- og kalkslammet fjernes fra porerummene først. Når de fine partikler i de største porer er fjernet, øges kapaciteten og derved strømningshastigheden. Derved rives lidt større partikler med, hvilket kan iagttages på pumpevandet, der i begyndelsen af hver pumpeydelsestrin bliver uklart. Når den maksimalt påtænkte pumpekapacitet for boringen er nået, pumpes med denne kapacitet, indtil pumpevandet er frit for slam eller sand. En vandforsyningsboring skal kunne levere sandfrit vand.

I visse tilfælde kan det være forbundet med besvær at få sandfrit vand, nemlig hvor det vandførende lag er finkornet og velsorteret. Boringer, der ikke pumpes jævnligt, vil ligeledes yde vand med suspenderet materiale. Under sådanne omstændigheder vil det være vanskeligt at opbygge en naturlig gruspakning uden om den kunstige. Ved en naturlig gruspakning forstås, at større korn tilbageholdes, mens de mindre passerer gennem gruskastningen og filterets slidser. Derfor skal en gruskastning og et filter være dimensioneret således, at de korn, som passerer gruskastningen, også kan passere gennem filterets slidser, da de ellers vil lægge sig i disse og tilstoppe dette. Derved mister gruskastningen sin effekt og filteret vil stoppe til og medføre stort tryktab.

Ved pumpning med kapaciteter nær ved, eller over en borings renpumpningskapacitet, kan man derfor risikere at få suspenderet materiale i pumpevandet.

Afsænkningen i boringen er proportional med pumpekapaciteten. Det er afsænkningen, der bestemmer strømningshastigheden ind i boringen, og dermed muligheden for løsrivning af partikler.

Renpumpning af lavtydende boringer kan være vanskelig, da der ikke kan opnås høje hastigheder. Fine partikler vil kunne fjernes fra filterrøret (inden afpropning) ved nedpumpning af (rent) vand i boringen. Vandet vil medtransportere de fine partikler ud i gruskastningen, og op i borerørsvolumenet over gruskastningen. Det fremmede vand fjernes ved pumpning fra boringen inden boringen afpropes, (Barcelona et al., 1985).

I tilfælde med hurtig og stor afsænkning, kan der, hvis filteret er placeret i stor dybde under ro-vandstand, opstå meget store strømningshastigheder. Det sker f. eks. ved tømning af boringen med drivgas (montejuspumpe - se

appendix 2), hvor boringen tømmes for vand helt ned til en kontraventil over filteret.

2.6 ANBEFALINGER

På basis af den foregående gennemgang gives her en række anbefalinger i forbindelse med etablering af undersøgelsesboringer:

- o vær meget opmærksom på for kontaminering af boringen under borearbejdet med olie, benzin, forurenede overfladejord o.s.v.
- o benyt boremetoder, der giver en minimal forstyrrelse af jordlagene, og samtidig er økonomiske i brug.
- o tag om muligt vandprøver under borearbejdet til vurdering af vandkvalitetsforskelle over dybden.
- o benyt kun filterdimensioner større end 50 mm i undersøgelsesboringer, hvis specielle forhold kræver dette.
- o benyt kun lange filtre (større end ca. 1 meter) i undersøgelsesboringer, hvis specielle forhold kræver dette.
- o forvent ikke, at der kan tages niveaubestemte prøver fra lange filtre vha. pakkearrangementer eller lignende.
- o vær omhyggelig med eventuel afpropning. Benyttes lerpropper, nedpump lervælling gennem slange ført helt ned til afpropningsniveau, eller hæld granulat gennem rør ført ned til afpropningsniveau.
- o udskift om muligt eventuel borehulsvæske over en ler/bentonitprop før filtersætning
- o pump altid boringerne rene umiddelbart efter udførelse

3. MATERIALEVURDERING

3.1 GENERELT

I de senere år er der gennemført et stigende antal undersøgelser af grundvandsprøver for stoffer på sporniveau (f.eks nogle få $\mu\text{g/l}$). Dette gælder især organiske stoffer, men også spormetaller. Dette har gjort materiale-vurdering til et meget centralt forhold. Hvor det før ikke var så påkrævet at benytte de rigtige materialer, kan det nu være altafgørende. Følgende forhold må overvejes for de benyttede materialer i relation til de valgte analyseparametre:

- materialeafgivelse. Indeholder de benyttede materialer stoffer som kan gå i opløsning ved kontakt med prøven, eller kan stof fra omgivelserne diffundere igennem materialet og ind i prøven.
- stofftab. Kan stof oprindeligt tilstede i vandet blive fjernet fra prøven ved adsorption på materialeoverflader, absorption i materialer eller diffusion igennem materialer til omgivelserne.

Det er vigtigt at vurdere alle materialer, som prøven kommer i kontakt med, lige fra materialer benyttet ved etableringen af boringen, til prøveemballagen. Materiale-vurderingen er således universel, og behandles derfor i dette separate kapitel.

Materiale-vurderingen er som nævnt specielt kritisk for organiske stoffer og spormetaller. Kapitlet omhandler da også langt overvejende disse to stofgrupper. Materialeforhold for organiske stoffer er yderligere uddybet i appendix 1. For fuldstændighedens skyld, omhandles materialeproblematikken også for diverse uorganiske makroioner, samt for opløste gasser.

3.2 MAKROIONER

Med makroioner menes her stoffer som, calcium, magnesium, kalium, natrium, jern, mangan, klorid, fluorid, sulfat, ammonium, nitrat, nitrit og phosphat. For detaljer i forbindelse med disse parametre, henvises i øvrigt til kapitel 9.

3.2.1. Materialeafgivelse

De ovennævnte makroioner findes ofte naturligt i grundvand i relativt høje koncentrationer, hvorfor afgivelse fra materialer skal være betydelig, for at slå igennem. Specielt skal dog nævnes, at man ofte kan få problemer med parametre som jern og mangan i stålforede borer. Dette gælder specielt, hvis grundvandet er surt. For enkelte af parametrene (bl.a. fosfat og nitrit) er der set afgivelse af stof fra benyttede filtre (især papirfiltre), (se i øvrigt kapitel 7).

Endelig er det nævnt at afgivelse af natrium og kalium fra glas kan give problemer, selvfølgelig især ved meget lave prøvekonzentrationer. Nogen dokumentation for problemets alvorlighed kendes dog ikke.

3.2.2 Tab af stof

Ved meget lave indhold af fosfat er der set betydelige tab i prøver emballeret i plastflasker, hvilket skyldes adsorption til plastens overflade. De fleste potentielle tab af makroioner er i øvrigt relateret til indirekte påvirkninger, betinget af andre ændringer i prøven. Diffusion af ilt ind i plastslanger eller plastflasker kan i anaerobe prøver give udfældning (bl.a. jern og mangan) eller biologisk omdannelse (nitrifikation af ammonium). Disse processer kan i de fleste tilfælde begrænses til kun at have betydning i forbindelse med emballagen (da kontakttiden i prøveslanger oftest er yderst begrænset) og kan her modvirkes (enten ved mere hensigtsmæssigt valg af emballagemateriale- f.eks glas), eller ved konservering (syrekonservering vil f.eks genopløse udfældet jern).

Udveksling af kuldioxid gennem plastmaterialer kan også potentielt bevirke ændringer for andre parametre da en sådan diffusion kan lede til pH-ændringer i prøven. Denne udveksling anses dog normalt ikke for, at have betydning under praktiske forhold.

3.3 OPLØSTE GASSER

I dette afsnit dækkes gasserne ilt, kuldioxid, svovlbrinte og methan (se i øvrigt afsnit 9.4).

3.3.1 Materialeafgivelse

Afgivelse af stof fra benyttede materialer, anses ikke for relevant for de nævnte gasser.

3.3.2 Tab af stof

Alle de nævnte gasser kan diffundere gennem plastmaterialer. Af samme grund bør glasflasker altid benyttes ved emballering.

I specielt lavtydende boringer eller ved benyttelse af lavtydende pumper, som vil give anledning til at transporttiden i benyttede plastslanger bliver høj, kan diffusion af ilt ind i iltfrie prøver have betydning.

3.4 SPORMETALLER

Hvilke materialer der er mest velegnede ved udtagning af prøver til spormetalanalyse i en konkret prøvetagningssituation må vurderes udefra den givne lokalitets geokemi, herunder arten og mængden af de aktuelle spormetaller.

Så vidt det angår prøvehåndtering efter udtagning af prøven i relation til materialevalg foreligger der en række undersøgelsesresultater. Derudover erfaring fra udtagning af eksempelvis havvand til spormetalanalyse benyttes i en vis udstrækning. Uheldigvis foreligger der kun meget lidt dokumentation fra feltstudier (vedrørende spormetaller) om påvirkninger, der hidrører fra den fysiske udformning (og dermed materialevalg) af boringer.

3.4.1 Materialeafgivelse

Det er velkendt, at mange plastmaterialer er tilsat forskellige spormetalforbindelser som f.eks. stabilisatorer, farvestoffer ol., og der er dermed en potentiel mulighed for at disse kan afgives igen.

Plastmaterialer, der er DS-mærket og som anvendes i forbindelse med drikkevandsforsyninger, er undersøgt for afgivelse af spormetaller efter 3 døgn og efter 3x3 døgn ved $23^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$. Resultaterne skal godkendes af Miljøstyrelsen. Det er et krav fra Miljøstyrelsen at plastmaterialernes sammensætning er fuldt klarlagt (se appendix 4).

Spormetalafgivelse vurderes konkret og er især afhængig af, hvor hurtig afgivelsen aftager med tiden. Normale acceptniveauer i testene vil være 10-20% af grænseværdien for drikkevand efter 3. ekstraktion.

3.4.2 Tab af stof

Spormetaller adsorberes stærkt til plastmaterialer, og specielt ved lave indhold ($< \mu\text{g/l}$) er det af stor betydning at minimere denne adsorption ved syretilsætning. Det regnes normalt for tilstrækkeligt at tilsætte syre som bringer pH under 2 (2-3 ml suprapur konc. salpetersyre pr.l). Spormetaller kan i meget små mængder absorberes i glas, selv fra prøver, som er tilsat syre. Generelt kan sorptionen af spormetaller relateres til kontakttiden, hvorfor denne minimeres under prøvetagningen, under hensyntagen til øvrige kemiske forhold.

Kviksølv tabes ved diffusion igennem plastmaterialer. Prøven til analyse af kviksølv, skal opbevares i glasemballage, og konserveres med syre til $\text{pH} < 1$ umiddelbart efter prøvetagning for at minimere dette tab.

3.4.3 Materialeprioritering

I det følgende gennemgås tab og materialeafgivelse fra forskellige materialer, omfattende plast, glas og metal, som benyttes ved boringsudbygning, prøvetagningsudstyr og emballage.

Teflon (polyetrafluorethylen - PTFE)

Dette er et inert materiale, der effektivt kan rengøres, således at der i de fleste tilfælde ikke kan påvises afgivelse fra materialet.

PVC

Generelt kan PVC antages at være et materiale, der som nyt materiale kan give anledning til spormetalforurening fra de anvendte stabilisatorkemikalier. PVC-materialer, der ønskes anvendt i forbindelse med prøveudtagning til spormetalanalyse (på sub-pp -niveau) bør udluses gennem en periode fx. 7 x 1 døgn. Udludningsvandet bør undersøges for indholdsstoffer og spormetalf afgivelse, evt. ud fra DS-godkendelsen.

De hårde PVC-rør, indeholder alle blystabilisatorer. Stabilisatorsystemet i bløde PVC-slanger er langt mere differentierede, omfattende barium-, calcium-, tin- og zinkstabilisatorer. Hvor blystearat og blyulfat er anvendt som stabilisatorer i hård PVC, er der fundet ekstraherbare mængder i overfladelaget på op til 30 mg/m^2 . Når overfladelaget blev fjernet, faldt afgivelsen til $0,2 \text{ mg/m}^2/\text{uge}$ (Barcelona et al. 1985). Wong et al. (1988) finder afgivelse af op til 8 mg bly/m^2 ved ekstraktion med bicarbonatholdigt vand (100 ppm) på hård PVC indeholdende 2,7% bly (blyoxid, blyulfat og blystearat). Resultater fra afprøvninger i forbindelse med DS mærkning af hårde PVC-rør, viser at blyafgivelsen er af størrelsesorden $20\text{-}170 \text{ } \mu\text{g/m}^2/\text{d}$ (se appendix 4).

I tabel 3.1 er ovenstående værdier omregnet til afgivelse fra forerør af hård PVC.

Tabel 3.1 Beregnede blyafgivelse fra forerør af hård PVC.

Diameter	2 tommer	4 tommer	6 tommer
Beregnet blyafgivelse fra forerør (mg Pb/m^2)	0,03 - 4,8	0,06 - 9,6	0,1 - 15

PVC, som er stabiliseret med alkyltinforbindelser, er fundet at kunne give anledning til forureninger med op til $10\text{-}50 \text{ } \mu\text{g/l}$ tin i accelererende udvaskningsforsøg (Barcelona et al., 1985).

I fremstillingsprocessen kan der være anvendt andre spormetaller (Cd, Cu, Zn, Ba, Al), og der er fundet maksimale afgivelser af størrelsesorden som angivet i tabel 3.2 i en accelereret laboratorietest på PVC-rørstykker fra

Sveriges Geologiske Undersøgelers observationsrør (lyseblå og mellemlå) samt ufarvet PVC. Betingelserne var 20°C, 28 dage, pH = 5 og 0,07 m²/l ekstraktionsvæske.

Tabel 3.2 Maksimale afgivelser i accelereret laboratoriets på PVC (Bergman et al., 1986).

	Ufarvet PVC		Lyseblåt PVC		Mellemlå PVC	
	mg/m ²	µg/l	mg/m ²	µg/l	mg/m ²	µg/l
Cadmium	0,001	0,04	0,0003	0,02	0,0005	0,04
Kobber	0,05	1,8	0,02	1,4	0,06	4,2
Bly	0,3	10	0,5	36	1,6	110
Zink	0,02	0,68	0,02	1,4	0,05	4
Aluminium	0,03	1,0	0,05	4	0,03	2

Det kan eksempelvis nævnes, at mindre en 0,03 m³ materialeoverflade eksponeres for prøve i en 10 meter lang plastslange med 10 mm indre diameter.

PVC-plastmaterialer bør ikke anvendes til opbevaring af prøver til spormetalanalyse, idet opbevaring af syrekonserverede prøver bevirker accelereret udvaskning af spormetaller fra PVC-materialet.

Polypropylen (PP), polyethylen (PE)

Disse materialer kan være tilsat spormetaller til farvning. Farvet PP og PE bør ikke anvendes ved prøvetagning med henblik på spormetalanalyse med mindre anvendelse af spormetaller under fremstillingen kan udelukkes. PP- og PE-plast kan fremstilles uden tilførsel af spormetaller under fremstillingsproceduren ufarvede. PP- og PE-plastflasker er sammen med teflonflasker optimale, hvad angår opbevaring af vandprøver til spormetalanalyse. Dette gælder dog ikke prøver til analyse af kviksølv, idet PP- og PE-plast har en stor gennemtrængelighed for frit kviksølv.

Silikonegummi

Materialet indeholder spormetaller, som kan give betydende forurening på µg/l-niveau. Specielt zink afgives.

Naturgummi, latex, neopren

Materialerne kan afgive eller sorbere spormetaller og anbefales derfor ikke anvend. Vær specielt opmærksom på pakninger.

Kvarts

Kvarts er velegnet som materiale til opbevaringsbeholdere, men på grund af den høje pris, kan der i normale sammenhænge ses bort fra anvendelse af dette materiale.

Borosilikatglas

Borosilikatglas er ikke gennemtrængeligt for gasser, hvorfor det vil være bedre egnet til opbevaring af prøver til analyse for kviksølv, end PP og PE. Glas har en betydelig sorptionskapacitet for metalioner (adsorption såvel som absorption). Derfor anses glas normalt for uegnet til opbevaring af prøver til spormetallanalyse på baggrundsniveau (med undtagelse af kviksølv).

Rustfrit stål

Denne ståltype indeholder 10-20% krom og nikkel, hvorfor disse metaller kan antages at være potentielle forureningskilder, specielt i korrosive miljøer. Ståltypen SS 316 indeholder desuden 2-3% molybdæn, som gør stålet mere korrosionsbestandigt under sure eller saltholdige betingelser.

Andre jernholdige materialer

Galvaniseret stål kan forventes at afgive store mængder zink og mangan foruden andre spormetaller, bl.a. cadmium. Forurening fra galvaniserede forerør viser koncentrationer på op til 10 ppm zink i borer, hvor PVC og rustfrit stål gav zinkkoncentrationer 1-2 størrelsesordner mindre. Det må anbefales ikke at anvende nogen typer af almindeligt stål, da dette under korrosion vil afgive spormetaller. Desuden vil korrosionsprodukter udgøre en potentiel kilde til adsorption af spormetaller.

Lermaterialer

Disse materialer kan indeholde spormetaller og kan derfor give anledning til forurening. Det bør undersøges, i hvilket omfang f.eks. bentonit kan adsorbere og/eller afgive spormetaller.

I tabel 3.3 er de hyppigst anvendte materialer prioriteret i forhold til udtagning af grundvandsprøver for spormetalanalyse. Prioriteringen er foretaget på grundlag af både fysiske og kemiske egenskaber.

Materialer betegnet som uegnede bør altid undgås, da disse kan skabe alvorlige fejlkilder i de fleste prøvetagningssituationer. Det er altid vigtigt at skaffe sig oplysninger om de anvendte udstyrsmaterialer, f.eks. gennem dokumentation fra producent eller offentlig myndighed. I mange situationer kan det anbefales at lave blindprøver, der beskriver materialepåvirkningen i de enkelte håndteringstrin.

Tabel 3.3 Prioritering af materialer ved prøvetagning for spormetaller.

ANVENDELSE	VELEGNEDE MATERIALER	BRUGBARE MATERIALER	UEGNEDE MATERIALER
Fore- og filterrør	Teflon	PVC (udludet) Rustfrit stål Polyethylen	Stål Galvaniseret stål
Pumpeslanger	Teflon Polyethylen, Polypropylen	Blød PVC (udludet, kontrolleret)	Silikonegummi Naturgummi Latex Neopren
Prøvebeholdere*	Teflon Polyethylen, Polypropylen Kvarts		Borosilikatglas, PVC

* : Ved analyse for Hg kræves borosilikat- eller kvatsglas.

3.4.4 Anbefalinger

Det kan anbefales, især når der analyseres for spormetal på baggrundsniveau, at

- o materialer betegnet som velegnede (se tabel 3.3) benyttes, når det er økonomisk og praktisk muligt
- o PVC-materialer kun anvendes, såfremt der kan indhentes accepterbare oplysninger vedrørende egnetheden af det aktuelle produkt.
- o nye materialer (eller specialrengjorte materialer for slanger og prøvetagningsbeholdere) anvendes ved hver boring. Man bør være opmærksom på afgivelse af spormetaller fra nye materialer. Det er derfor nødvendigt at der foretages en udludning af plasten før den anvendes.
- o der aldrig anvendes pumpeslanger af ukendt materiale, specielt ikke brandslanger, haveslanger og lignende.
- o prøvetagningen i øvrigt planlægges under hensyntagen til de faktorer, der er af betydning for forurening og tab i de enkelte situationer.

3.5 ORGANISKE FORBINDELSER

3.5.1 Materialeafgivelse

De gennemførte undersøgelser viser, at plastmaterialer, plastbelægninger og forskellige typer af plastlim kan afgive individuelle organiske forbindelser i koncentrationer op til ca. 10 mg/l, og organisk stof under ét (TOC) op til ca. 30 mg C/l ved kontakt med vandprøver (se appendix 1). De hyppigst forekommende og mængdemæssigt mest betydende stofgrupper er:

- blødgøringsmidler, eksempelvis phthalater
- opløsningsmidler, eksempelvis tetrahydrofuran og tetrachlorethylen
- stabilisatorer, eksempelvis N-butylbenzensulfonamid (benyttes i nylon)

Erfaringer vedrørende afgivelse af organiske stoffer fra plastmaterialer, som undersøgt på foranledning af Miljøstyrelsen, er vist i appendix 4.

Faktorer af betydning for afgivelsen af organiske forbindelser fra plastmaterialer til vandprøver, er samlet i tabel 3.4.

Tabel 3.4 Faktorer af betydning for afgivelse af organiske forbindelser fra plastmaterialer til vandprøver.

LILLE RISIKO FOR AFGIVELSE	STOR RISIKO FOR AFGIVELSE
Lavt restindhold af organiske komponenter tilstede i materialet som resultat af fremstillingsprocessen.	Højt restindhold af organiske komponenter tilstede i materialet som resultat af fremstillingsprocessen.
Restindhold af organiske forbindelser med stort fordelingsforhold materiale/vand	Restindhold af organiske forbindelser med lille fordelingsforhold materiale/vand
High-density materialer	Low-density materialer
Stive materialer	Bløde materialer
Ufarvede materialer	Farvede materialer
Kort effektiv kontakttid	Lang effektiv kontakttid
Lav temperatur	Høj temperatur
Lavt væsketryk og/eller lav strømningshastighed	Højt væsketryk og/eller høj strømningshastighed
Vandprøve uden indhold af opløsningsmidler eller lignende	Vandprøve med indhold af opløsningsmidler eller lignende

3.5.2 Tab af stof

Organiske forbindelser tabes fra en vandprøve ved absorption i plastmaterialer eller ved adsorption til eksempelvis glasoverflader. Tillige kan organiske forbindelser tabes ved diffusion igennem plastmaterialer.

Ved brug af ikke-ideelle materialer til forerør eller til pumpe-slanger er i en række undersøgelser (appendix 1) set et tab af chlorerede opløsningsmidler på niveau 10-15%. For prøver med lavt indhold ($< 1 \mu\text{g/l}$) af forbindelserne, kan et næsten fuldstændigt tab dog optræde. Benyttes ikke-ideelle

materialer til beholdermaterialer, risikeres ligeledes et næsten fuldstændigt tab af organiske stoffer.

I tabel 3.5 er samlet faktorer af betydning for tab af organiske forbindelser fra en vandprøve ved kontakt med benyttede materialer.

Tabel 3.5 Faktorer af betydning for tab af organiske forbindelser fra en vandprøve ved kontakt med benyttede materialer

LILLE RISIKO FOR TAB	STOR RISIKO FOR TAB
Stoffer med høj vandopløselighed og polaritet	Stoffer med lav vandopløselighed og polaritet
High-density materialer	Low-density materialer
Stive materialer	Bløde materialer
Kort effektiv kontakttid	Lang effektiv kontakttid
Lav temperatur	Høj temperatur

3.5.3 Materialeprioritering

I tabel 3.6 er de hyppigst benyttede og undersøgte materialer grupperet efter anvendelse og velegnethed til brug i forbindelse med udtagning af grundvandsprøver indeholdende organiske stoffer. Det skal understreges, at vurderingen er foretaget ud fra resultaterne af et begrænset antal, ofte indbyrdes modstridende undersøgelser, samt at de gennemførte undersøgelser for tab af organiske forbindelser hovedsagelig omfatter chlorerede opløsningsmidler og trihalomethaner.

Materialer er betegnet som velegnede, såfremt risikoen for prøveforurening og tab af en prøves organiske indholdsstoffer vurderes som minimal. For de materialer, der er karakteriseret som brugbare, vurderes der at være risiko for prøveforurening og/eller for tab af prøvekomponenter ved kontakt mellem en vandprøve og materialerne. Dette gælder særligt, når prøver med lavt

Tabel 3.6 Gruppering af materialer efter egnethed til anvendelse som forerør, som slangemateriale og som beholdermateriale ved udtagning af vandprøver indeholdende organiske stoffer.

ANVENDELSE	VELEGNEDE MATERIALER	BRUGBARE MATERIALER	UEGNEDE MATERIALER
Fore- og filterrør	Rustfrit stål	Teflon PVC Nylon	Polyethylen Polypropylen
Pumpeslange	Teflon	PVC Nylon Polyethylen Polypropylen	Silikonegummi
Beholdere	Glas		Teflon Polyethylen PVC Polypropylen

indhold af forbindelserne eller prøver indeholdende stoffer af ringe vandopløselighed og lav polaritet skal analyseres. Uegnede materialer vurderes at udgøre en væsentlig risiko for prøveforurening og/eller for tab af en prøves organiske indholdsstoffer.

3.5.4 anbefalinger

Det kan derfor anbefales, at

- o materialer betegnet som velegnede, benyttes, når det er økonomisk og praktisk muligt,
- o såfremt mindre velegnede materialer benyttes, verificeres egnetheden af det pågældende materiale, ved laboratorieforsøg eller ved feltsimulerende forsøg. Omfanget af en sådan verifikation fastlægges under hensyntagen til det planlagte analyseprogram og til den påtænkte anvendelse af analyseresultaterne for de udtagne grundvandsprøver.

- o materialer med konstateret afgivelse af organiske forbindelser ikke anvendes.
- o rensning af materialer med opløsningsmidler ikke benyttes
- o alene vandig udludning af materialerne benyttes, såfremt risikoen for forurening af udtagne prøver ved anvendelse af mindre velegnede materialer ønskes formindsket.
- o krydskontaminering undgås ved ibrugtagning af nye eller laboratorierengjorte materialer ved hver boring.
- o brug af organiske stoffer som opløsningsmidler i lim, smøreolie m.v. under udførelse og udbygning af boringer undgås.

3.6. SAMLET PRIORITERING.

Gennemgangen af materialeprioritering for spormetaller og organiske forbindelser viser, at der ikke er sammenfald mellem de mest velegnede materialer til diverse benyttelse. For prøveflasker er problemet mindre, idet man kan vælge at udtage delprøver til spormetaller og organiske forbindelser i separate flasker. Problemet er nok størst for filter- og forerør da disse er faste installationer. Et passende kompromis, specielt set udfra et økonomisk synspunkt, vil være at benytte hård PVC, som netop er blevet brugt i en årrække. Det kræver dog at kontrollen med de benyttede PVC-materialer forstærkes. Krav til at udludningstests gennemføres, bør således fremsættes.

4. FORPUMPNING

4.1 GENERELT

For at bestemme indholdet af opløste stoffer i grundvandsprøver er det en nødvendig forudsætning, at vandprøver udtaget fra en boring repræsenterer vandkvaliteten i formationen. Gennem en række undersøgelser inden for det seneste årti, er det dokumenteret, at vandets sammensætning i filterrør og filtergrus kan være væsentligt forskelligt fra det omgivende grundvand da det fysiske og kemiske miljø i en boring ofte er væsentligt forskelligt fra forholdene i jorden. Det vil således som regel være nødvendigt at udskifte det vand, der står i boringen med "frisk" grundvand inden den egentlige vandprøvetagning. Det er desuden vigtigt, at der ikke er suspenderet materiale i vandprøven af hensyn til analyseringen, jf. afsnit 7.2.

Umiddelbart efter filtersætning af en boring, foretages der normalt en ren-pumpning for at fjerne rester af diverse suspenderet materiale såsom ler, silt og fint sand (en renpumpning bør såvidt muligt også foretages inden filteret sættes). Imidlertid bliver undersøgelsesboringer ofte filtersat i aflejringer, der indeholder finkornet materiale, hvilket vanskeliggør en optimal filtersætning, der hindrer materiale i at komme ind. Det vil derfor altid være nødvendigt at foretage en forpumpning inden prøvetagningen.

4.2 BAGGRUND

Grundvand, der "står" i en boring, er udsat for flere påvirkninger, der kan ændre vandets kemiske sammensætning i forhold til grundvandet i formationen. I et grundvandsreservoir er der ofte iltfattige forhold, og forhøjet tryk. I en almindelig boring derimod, vil vandet være i kontakt med luft, og vil derfor være i ligevægt med luften.

Det er især være udveksling af ilt og kuldioxid samt afgasning af flygtige organiske stoffer, der medfører ændringer i vandets sammensætning. Ændringer i kuldioxidindholdet betyder, at carbonatkomponenterne i vandet påvirkes, jf. afsnit 9.3. I hvilken grad, der sker ændringer, afhænger af vandets generelle egenskaber. Processerne kan endvidere have en række følgevirknin-

ger; eksempelvis vil en pH-ændring medføre, at opløselighedsforholdene ændres for en række metaller.

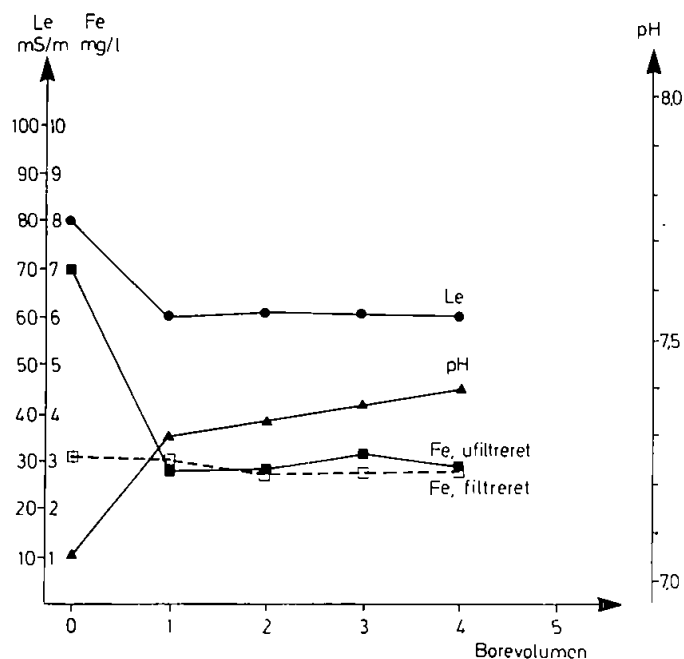
I de fleste reservoirer, specielt de dybere liggende, vil der være iltfrie forhold, og kun i meget få reservoirer vil grundvandet være mættet med ilt. Det betyder, at ilt vil diffundere ind i vandet. Normalt findes der opløst jern (på reduceret form) i grundvand. Ved luftens tilstedeværelse vil dette iltes, og jernet vil fælde ud i form af jernhydroxider. Tilstedeværelse af udfældet jern kan være en betydende faktor for tungmetallers mobilitet, d.v.s. eventuelle mobile tungmetaller kan blive tilbageholdt i borer, hvori der er sket jernudfældninger.

Borer, der ikke løbende pumpes fra, er specielt udsatte for at blive bakteriologisk kontamineret. Dette kan betyde, at eksempelvis næringssalte og organiske komponenter kan blive omsat.

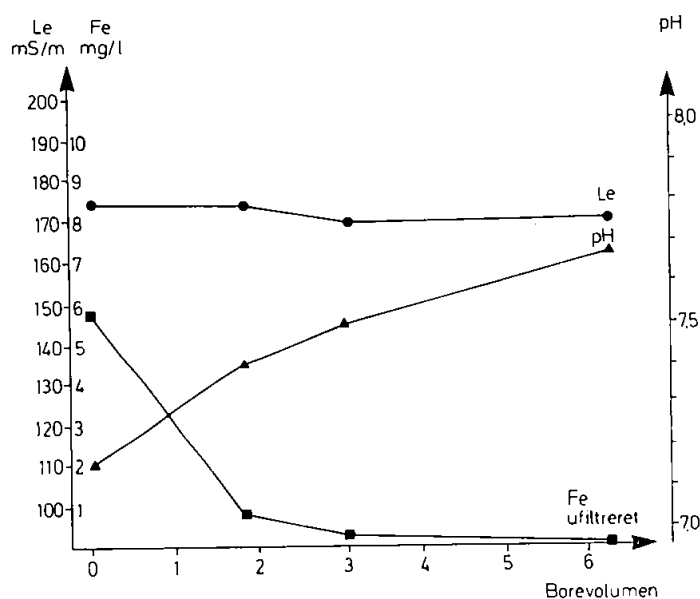
I mange forureningstilfælde er det af stor vigtighed at undersøge indhold af mobile organiske forbindelser såsom flygtige aromatiske kulbrinter og klorerede opløsningsmidler. Disse stoffer er imidlertid også flygtige, og der vil derfor være risiko for, at de diffunderer ud af vandet. McAlary & Barker (1987) og Herzog et al. (1988) har undersøgt betydningen af disse forhold nærmere. Ved begge undersøgelser er det dokumenteret, at der kan ske betydelige tab af disse forbindelser fra vandet i en boring, jf. appendix 3.

Det er meget vanskeligt at forudsige eller beregne, hvor meget vandet i en boring vil påvirkes, dels på grund af grundvandets ofte komplekse sammensætning, dels på grund af de fysiske forhold, såsom filterindretningen.

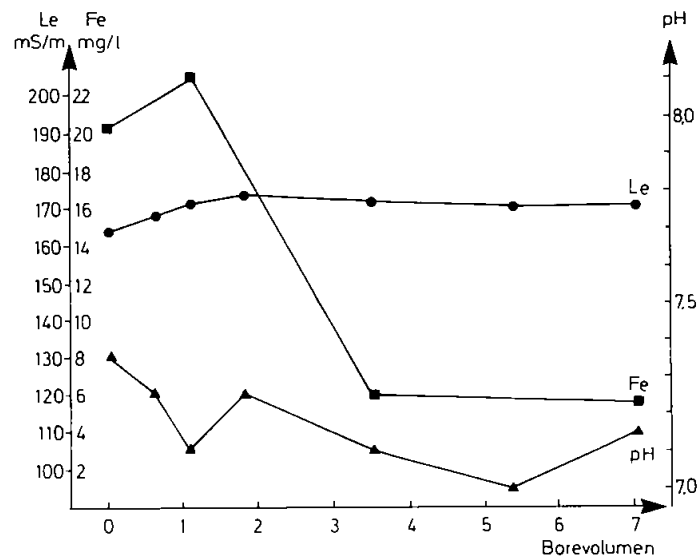
På figurerne 4.1-4.3 er vist eksempler på, hvordan udviklingen i vandets sammensætning er observeret i forskellige borer under forpumpning (Geoteknisk Institut, 1988). Figur 4.1 og 4.2 viser udviklingen i to artesiske reservoirer, henholdsvis i kalk og sand. Figur 4.3 viser udviklingen i et frit sandreservoir (ét borevolumen svarer til vandvolumen i fore- og filterrør plus gruskastning). Af figur 4.1 ses, at indholdet af jern i en ikke filtreret prøve ved start af pumpningen er betydelig højere, end den filtrerede prøves indhold. Dette skyldes givet vis, at der i vandet ved start findes oxiderede, udfældede jernforbindelser. I alle 3 tilfælde ses, at



Figur 4.1 Variationer i vandkvalitet under forpumpning af boring filtersat i artetisk kalkreservoir. (Le: Ledningsevne, Fe: total jern), (Geoteknisk Institut, 1988)



Figur 4.2 Variationer i vandkvalitet under forpumpning af boring filtersat i artetisk sandreservoir. (Le: Ledningsevne, Fe: total jern), (Geoteknisk Institut, 1988)



Figur 4.3 Variationer i vandkvalitet under forpumpning af boring filtersat i sandreservoir med frit vand-spejl. (Le: Ledningsevne, Fe: totaljern), (Geoteknisk Institut, 1988).

jernindholdet falder drastisk indenfor pumpning af de første borevolumener. I de artesiske reservoirer ses en stigende pH udvikling, mens der er en faldende udvikling i det frie reservoir (figur 4.3.). De konstaterede udviklinger giver imidlertid ikke tilstrækkelig grundlag for at forklare alle årsagssammenhænge, men indikerer, at der kan være tale om betydelige ændringer.

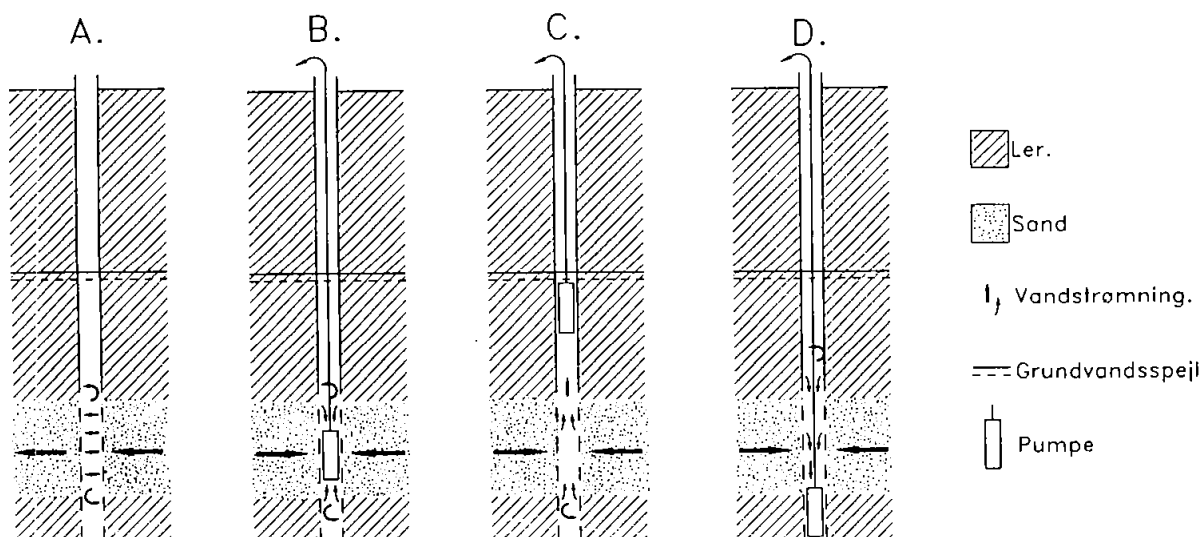
Er der tale om boringer, hvorfra der pumpes konstant, er der naturligvis til stadighed "forpumpet", men det skal understreges, at selv kortvarige pumpe-stop kan medføre ændringer i vandkvaliteten, og hvis reservoiret er kraftigt afsænket og luft-/vandoverfladen dermed er meget forøget, kan der være tale om en permanent påvirkning. Endvidere kan der være stillestående vand, eksempelvis over pumpeindtaget, der ikke bliver udskiftet, selv ved konstant pumpning (se iøvrigt kapitel 5).

4.3 FORPUMPINGSSTRATEGI

Den helt afgørende faktor for vandkvaliteten i en boring, er som nævnt i afsnit 2, kontakten mellem vand og luft. Derfor er det bedst at indrette filtersætningen i en boring, så kontakten mellem vand og luft minimeres. Eventuelt kan det helt at undgås, at luften kan komme i kontakt med grundvandet (f.eks. ved brug af permanent installerede pakkere).

Da forholdene af mange årsager kan være meget forskellige, anses det ikke for muligt at anbefale en fast vandmængde, der bør oppumpes inden prøvetagningen. I den publicerede litteratur inden for det seneste årti, er der stort set enighed om, at forpumpning er nødvendig, men de anbefalede mængder varierer meget afhængig af de anvendte forsøgsbetingelser, typisk fra 3 til 10 borevolumener.

Indstrømningen til en boring er naturligvis afgrænset af den opslidsede og gruskastede del af filterrøret. Derudover kan der være betydelige permeabilitetsforskelle i formationen som medfører, at langt den overvejende del af



Figur 4.4 Strømningsforhold i en boring ved forskellige pumpeplaceringer

indstrømningen kommer fra et lille interval af den opslidsede del. Pumpeplaceringen under en forpumpning kan således være kritisk. På figur 4.4 er illustreret eksempler på disse forhold.

Robin & Gillham (1987) har bl.a. undersøgt, i hvilken grad stillestående vand i filterrøret over slidsestrækningen udskiftes, når der pumpes fra den opslidsede strækning. Deres undersøgelser dokumenterer, at størrelsen af den pumpede vandmængde ikke alene garanterer, at vandet i en boring bliver udskiftet, og anbefaler, at pumpeindtaget placeres tæt under vandoverfladen.

Udskiftning af alt vandet i en boring er specielt vigtig, hvor der anvendes en metode til forpumpning, og en anden til prøvetagning. Eksempelvis vil der i tilfælde, hvor der indledningsvis forpumpes med en dykpumpe placeret dybt i en boring, og derefter tages vandprøve med en vandhenter fra den øverste del af vandsøjlen, være stor risiko for, at det øverste vand ikke er blevet udskiftet under forpumpningen. Der vil således ved traditionelle filtersætninger i mange tilfælde være behov for, at pumpeindtaget varieres under forpumpningen for at sikre, at alt vandet i boringen med sikkerhed bliver udskiftet.

For at undgå uønsket opblanding i formationen, bør der forpumpes så lidt som muligt, medmindre der er tale om en "volumenprøvetagning", dvs. en prøvetagning, der repræsenterer et gennemsnit i et reservoir.

Den optimale strategi for at bestemme mængden, der bør forpumpes, vil givetvis være at udtage vandprøver løbende under forpumpningen og foretage analyse for indhold af, dels parametre, der beskriver de i afsnit 4.2 omtalte mulige ændringer i vandkvaliteten, dels for indhold af de aktuelle komponenter, der skal undersøges for. Dette er en særdeles omkostningskrævende procedure, som derfor i praksis normalt ikke benyttes.

En række af de processer, der er omtalt i afsnit 4.2, vil for de fleste grundvandstyper betyde, at vandets ledningsevne ændres; eksempelvis har indholdet af bicarbonat væsentlig indflydelse på vandets ledningsevne. Såfremt der er tale om vandtyper, der ikke har en stor bufferkapacitet, vil vandets pH-værdi som regel ændres. For både ledningsevne og pH findes der pålideligt feltudstyr (jf.kapitel 6), så det forpumpede vands kvalitet kan følges

løbende. Når vandets kvalitet målt ved disse parametre er stabiliseret, kan forpumpningen anses for tilstrækkelig.

Såfremt vandets kvalitet efter længere tids pumpning stadig ændres, er der givetvis tale om, at grundvand af flere kvaliteter, opblandes. I sådanne tilfælde må der vælges et stopkriterie afhængig af de lokale forhold og undersøgelsens formål.

Ved meget lavtydende boringer kan gennemførelse af en forpumpning efter de nævnte kriterier, blive særdeles langvarig. Dette er problematisk på grund af, at de betydende faktorer (jf. afsnit 4.2) kan nå at få indflydelse under selve forpumpningen. Herzog et al. (1988) har specielt undersøgt denne problemstilling og anbefaler, at den bedste metode er at tømme boringen én til to gange. Det understreges dog, at resultaterne under alle omstændigheder skal vurderes med forbehold.

4.4 ANBEFALINGER

Nedenstående er givet en række generelle anbefalinger, der i langt de fleste tilfælde vil sikre mulighed for en tilnærmelsesvis optimal prøveudtagning:

- o minimer afsenkningen
- o minimer den forpumpede vandmængde
- o variér pumpeindtaget afhængig af boringens indretning og de lokale hydrogeologiske forhold
- o mål pH og ledningsevne under forpumpningen og begynd prøveudtagning, når værdierne er stabiliseret
- o pump maksimalt 5-10 borevolumener, medmindre særlige forhold begrunder det
- o meget lavtydende boringer tømmes 1-2 gange, og vandprøve udtages, når der igen er tilstrækkeligt med vand.

5. PRINCIPPER FOR PRØVETAGNING

5.1 GENERELT

Udtagning af grundvandsprøver kan almindeligvis kun ske via borer, som er ført ned i grundvandszonen. Grundvandet i grundvandszonen er i stadig bevægelse. Der sker nedsivning gennem den umættede zone til grundvandet. Grundvandet optræder i vandførende lag, akviferer, som oftest er omgivet opad- og nedadtil af vandstandsende lag. Over grundvandszonen er vandets strømretning oftest lodret nedad, i grundvandszonen, og især i de vandførende lag, er den dominerende strømningsretning horisontal. Grundvandets kvalitet påvirkes af de geologiske lag, det strømmer igennem, hvorfor det ofte har forskellig hydrokemi fra niveau til niveau og sted til sted. Hertil kommer stoffer, som tilføres fra jordoverfladen hidrørende fra forurening af nedsivningsvandet og dermed grundvandet langs dets strømningsbane. Udtagning af vandprøver skal ske med hensyntagen til de nævnte forhold.

Såvel ved udtagning af grundvandsprøver i gamle som nyudførte borer er det vigtigt at kende de gennemborede jordlag og boringens udførelsesmetode, dens tekniske udbygning samt dens udnyttelse. Boremetoder og etablering af borer er i øvrigt i kapitel 2, hvortil der henvises.

Der tages efterhånden et stort antal grundvandsprøver, hvor formålet med prøvetagningen samt forholdene ved prøvetagningen (boringstype m.m.) kan være meget forskelligartet. I dette kapitel vil de mest almindelige prøvetagningssituationer blive omtalt og diskuteret. Desuden omtales de forskellige principper for prøvetagning (vandhentning, sugepumpning, osv.)

5.2 PRØVETAGNINGSSITUATIONER

Udtagning af grundvandsprøver fra borer kan have forskelligt formål. De vigtigste formål er:

- kontrol af vandforsyningskvalitet
- undersøgelse af forureningsudbredelse
- monitorering af grundvandskvalitet.

Strategien for grundvandsprøvetagningen kan være meget forskellig afhængig af formålet med prøvetagningen. Dette vil fremgå af den efterfølgende gennemgang.

5.2.1 Kontrol af vandforsyningskvalitet

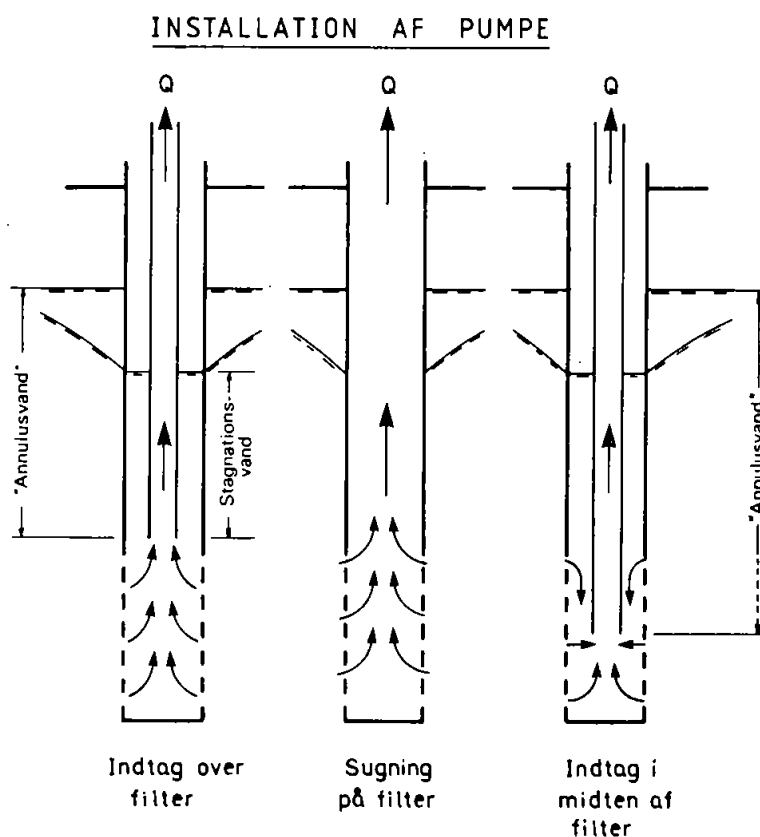
Et stort antal boringer er udført med det formål at opnå en forsyning af vand. Disse boringer kan inddeles i:

- drikkevandsboringer til fælles forsyning
- drikkevandsboringer og -brønde for enkel husstande
- markvandingsboringer
- indvindingsboringer til andet formål (bl.a industrielle)

Ofte gennemføres en løbende kontrol af det vand, der oppumpes fra boringer (råvandet) med henblik på at sikre, at vandet til stadighed har en kvalitet, der gør det velegnet til dets brug. Det er således kvaliteten af det oppumpede vand der har interesse, mere end grundvandets oprindelige sammensætning i formationen omkring boringens filter. Dette betyder at prøver udtaget til kontrol af vandforsyningskvalitet, netop bør tages fra udtaget fra den fast installerede pumpe.

Vandforsyningsboringer er oftest de steder, hvor en grundvandsforurening konstateres, og hvorfra vandprøver skal udtages, før videre undersøgelser gennemføres. Det er derfor vigtigt, at der tages hensyn til de forskelle, i boringstyperne, som kan influere på vandprøvens sammensætning. Det er ikke blot selve boringens udførelse og udbygning, som er vigtig, men tillige dens dimensioner, pumpearrangement og dens udnyttelseshistorie.

Vandindvindingsboringer udmærker sig ved at have stor diameter, et relativt langt filterinterval eller i tilfælde af hårdnede bjergarter er langt, åbent indstrømningsinterval. Dette medfører, at borehulsvolumen er betydeligt. Har boringen ikke været i drift et stykke tid, skal en betragtelig vandmængde udskiftes ved forpumpning (se kapitel 4). (En tommelfingerregel for beregning af rørvolumen i liter pr. m er: diameteren (regnet i tommer) i 2. potens divideret med 2), dvs.:



Figur 5.1 Skitse for illustration af termen "annulusvand", det delvis stillestående vand i det annulare rum mellem pumperøret og forerøret, A. Ved sugning direkte på forerøret forekommer annulusvand ikke, B.

$$\text{Rørvolumen} = D^2/2 \text{ l/m}$$

Uafhængigt af hvilken pumpetype der er installeret i boringen, kan installationen medføre stillestående vand i det annulare rum mellem pumperør og foringsrør (jf. fig. 5.1).

Ved intermitterende drift, vil der i den første del af enhver pumpeperiode være en vis, og relativ stor, andel "annulusvand" i pumpevandet, afhængig af boringens karakteristik og dermed afsænkningens størrelse i forhold til ydelsen. Eksempelvis vil en 10 tomme boring med et 4 tomme pumperør pr. m sænkning afgive 42 l annulusvand. Da sænkningen kan andrage adskillige meter kan bidraget adskillige promille. Efter få minutters pumpning vil sænkningshastigheden aftage og dermed bidraget. Bidrag af "annulusvand" kan

undgås ved at drosle pumpen umiddelbart før prøvetagningen, eller ved at montere et prøvetagningsrør med indtaget under produktionspumpens indtag, jvf. separationspumpe, afsnit 5.2.2.

Ved udtagning af vandprøver fra gravede brønde med stor diameter, almindeligvis 1 m og derover, er det indlysende, at den stagnerende vandmængde bliver stor i forhold til den oppumpede og indstrømmende. I sådanne brønde står ca. 800-1000 l/m, så her skal pumpes mange m³ før pumpevandet er repræsentativt for formationsvandet uden for brønden. Vandet i selve brønden kan have været udsat for iltning, og kan derfor have ændret kvalitet.

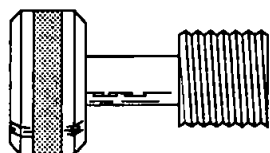
Ved prøvetagning af pumpevand fra indvindingboringer (vandværksboringer, private drikkevandsboringer, markvandsboringer m.m.) vil prøvetagningen ofte ske fra en eksisterende hane eller ventil. Der kan derfor ofte opstå problemer med at tilkoble medbragte slanger, som er nødvendige for at prøven kan tages forsvarligt, eller for at påkolbe on-line feltmålinger eller filtrering (se kapitel 6 og 7). I Århus amtskommune medbringes et specielt fremstillet sæt overgangsstykker (se figur 5.2) som kan klare de fleste tilpasningsproblemer.

5.2.2 Undersøgelse af forureningsbredelse

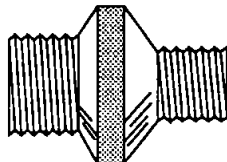
De mange tilfælde af grundvandsforurening i Danmark har betydet en markant stigning i udførelse af nye undersøgelsesboringer. Undersøgelse af grundvandet ved prøvetagning fra disse boringer, skal danne grundlag for valg af yderligere undersøgelser eller valg af afværgeforanstaltninger.

Ved sådanne forureningsundersøgelser er der to principielt forskellige indgange, nemlig

- kortlægning af forureningsudbredelsen
- evaluering af forureningsbelastningen (ved "volumenprøvetagning")

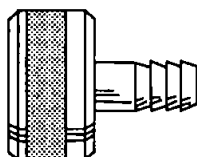


5 Overgangsstykker med omløber til 1/4", 3/8", 1/2", 3/4" og 1" RG. Alle afsluttet med 1/2" udv. RG, som passer på prøvetagningsslangen. Pakning består af en teflonring.

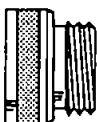


5 overgangsstykker med nippel i 1/4", 3/8", 1/2", 3/4" og 1" RG. Alle afsluttet med 1/2" udv. RG, som passer på prøvetagningsslangen.

Overgangsstykke til prøvetagningsslange. 1/2" indv. RG, teflonpakning.



Prøvetagningsslange
12/10 mm teflon-
slange, 3 m lang.



Overgangsstykke fra køkkenhane :
1 med "vandhane-filter-gevind"
1 med "22 mm Nito-gevind"
Pakning består af teflonring. Afsluttet med 1/2" udv. RG, som passer på prøvetagningsslange.

Figur 5.2 Sæt af overgangsstykker til brug ved tilkoblingsproblemer for diverse haner og ventiler fra eksisterende vandindvindingsboringer. Sættet er speciallavet oprindeligt til brug i Århus Amt.

Kortlægning

Udbredelse i grundvandet af forurenat vand fra en kilde vil ofte give anledning til store rumlige koncentrationsforskelle både over dybden og arealmæssigt. For boringer udført med henblik på at kortlægge en grundvandsforurenings rumlige udbredelse med henblik på design og dimensionering af en afværgepumpning, er det nødvendigt at undgå opblanding af vand fra et niveau til et andet og fra et sted til et andet. Gennemboring af vandstandende lag kan kortslutte adskilte grundvandstyper og skabe kortslutninger, der vanskeliggør korrekte fortolkninger af forureningsudbredelser og dermed afværgeforanstaltninger. Kortlægningen bør således omfatte prøvetagning i korte filtre placeret uden kortsluttende effekt langs forlængelsesrør og ved forpumpning med så små vandmængder som muligt, enten ved

etablering med rammeteknik eller ved udførelse af boring med større diameter med adskilte korte filtre af lille diameter. Undersøgellesboringer til kortlægningsformål er i øvrigt diskuteret i afsnit 2.4.1.

Undersøgellesboringer med korte filtre bør ikke pumpes over længere tid. For boringer med korte filtre, vil strømningsbilledet omkring boringen nemlig være betinget af pumpetidens længde. Er der tale om en stratifikation i grundvandets kemi kan pumpevandets kemi undergå ændringer som funktion af pumpetiden for pumpetider, udover hvad forpumpning normalt kræver. Eksempelvis vil en nitratzone kunne "trækkes" ned i den øverste del af et dybere anbragt, kort filter i en boring.

En partiel boring (dvs. en boring, der kun har filter i en del af det vandførende lag) kan også være årsagen til ganske væsentlige ændringer i forureningsfronters beliggenhed. Andersen og Kelstrup (1988) betegner denne pumpeeffekt "markvandingseffekten", da den er konstateret første gang i forbindelse med markvandingsboringer med udpræget sæsonudnyttelse. Enhver anden cyklisk pumpning vil ligeledes under lignende omstændigheder kunne afstedkomme meget betydelige variationer (fluktuationer) i grundvandskvaliteten i et givet punkt. Denne blandingseffekt kan være en forstyrrende faktor ved vurderingen af variationer i vandkvaliteten i vandprøver udtaget i nærliggende boringer, uanset om disse har et kort eller et langt filterinterval og uanset på hvilken måde vandprøven udtages.

Benyttelse af eksisterende vandforsyningsboringer (med lange filtre) i en kortlægningsopgave er umiddelbart yderst tvivlsomt, idet forurening, der som nævnt ofte er lagdelt, vil blive opblandet med uforurenet grundvand fra andre niveauer af den filtersatte strækning, dersom vandet tages fra den installerede pumpe. Fortyndingseffekten kan blive så stor, at forureningen sløres så meget, at den ikke kan afsløres.

Ved udtagning af vandprøver fra eksisterende pumper bør man være opmærksom på pumpetyper og dens indflydelse på pumpevandet. Sugepumpning (Appendiks 2 afsnit A2.3) kan medføre afgasning af prøven, og en ejektorpumpe kan give anledning til opblanding med drivmiddel vandet i pumpen.

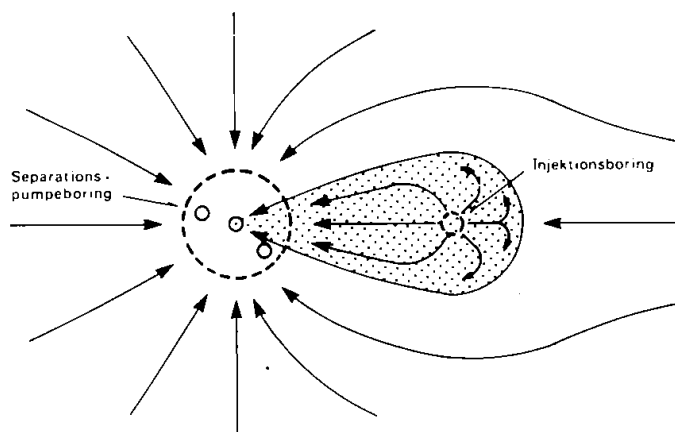
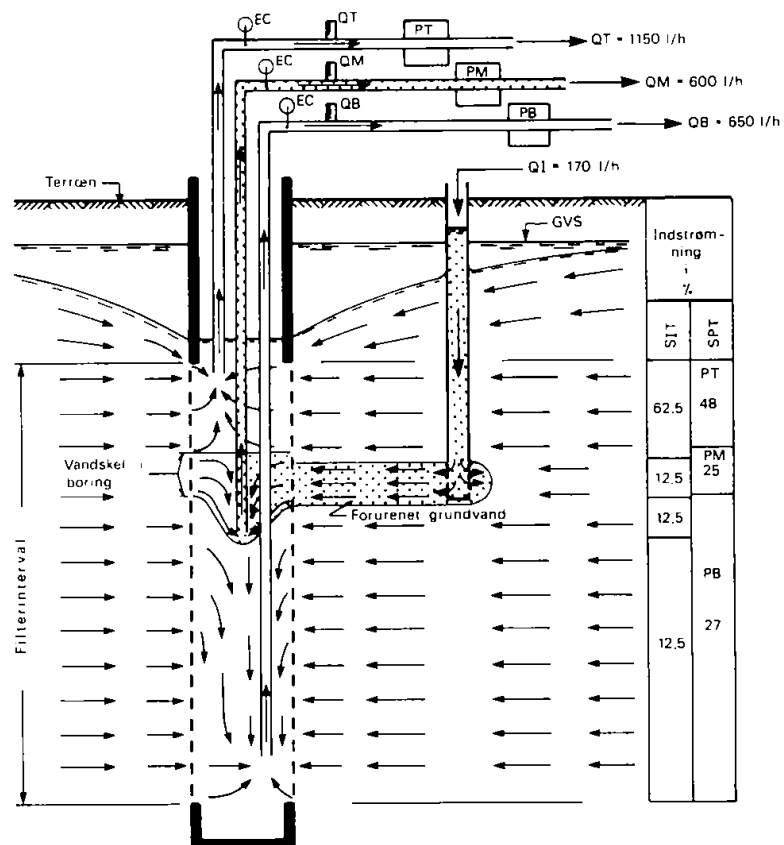
Ved konstatering af forurening i en forsyningsboring, kan det dog være interessant at få kortlagt hvorledes forureningen er fordelt (jævnt fordelt over det hele dybden eller begrænset til et tyndt lag). Udtagning af niveaubestemte vandprøver fra en forsyningsboring kan foretages ved den af Andersen et al. (1989) beskrevne separationspumpningsteknik. Den kræver samtidig pumpning fra top og bund af den betragtede boring. Derved kan der ske udtagning af topvand og bundvand i boringen. Proceduren er sikrest gennemførlig ved anvendelse af en større produktionspumpe med indtag et stykke under top af indstrømningsintervallet. Med pumpning herfra vil vandet i boringen få en nedadgående strømretning i toppen af indstrømningsintervallet og en opadgående i den nedre del af dette. Med en pumpning fra hhv. top og bund vil der kunne udtages en ublandet top- og bundprøve, se figur 5.3. .

Samtidig vil man undgå at få "annulusvand" i pumpevandet fra den eksisterende pumpeinstallation.

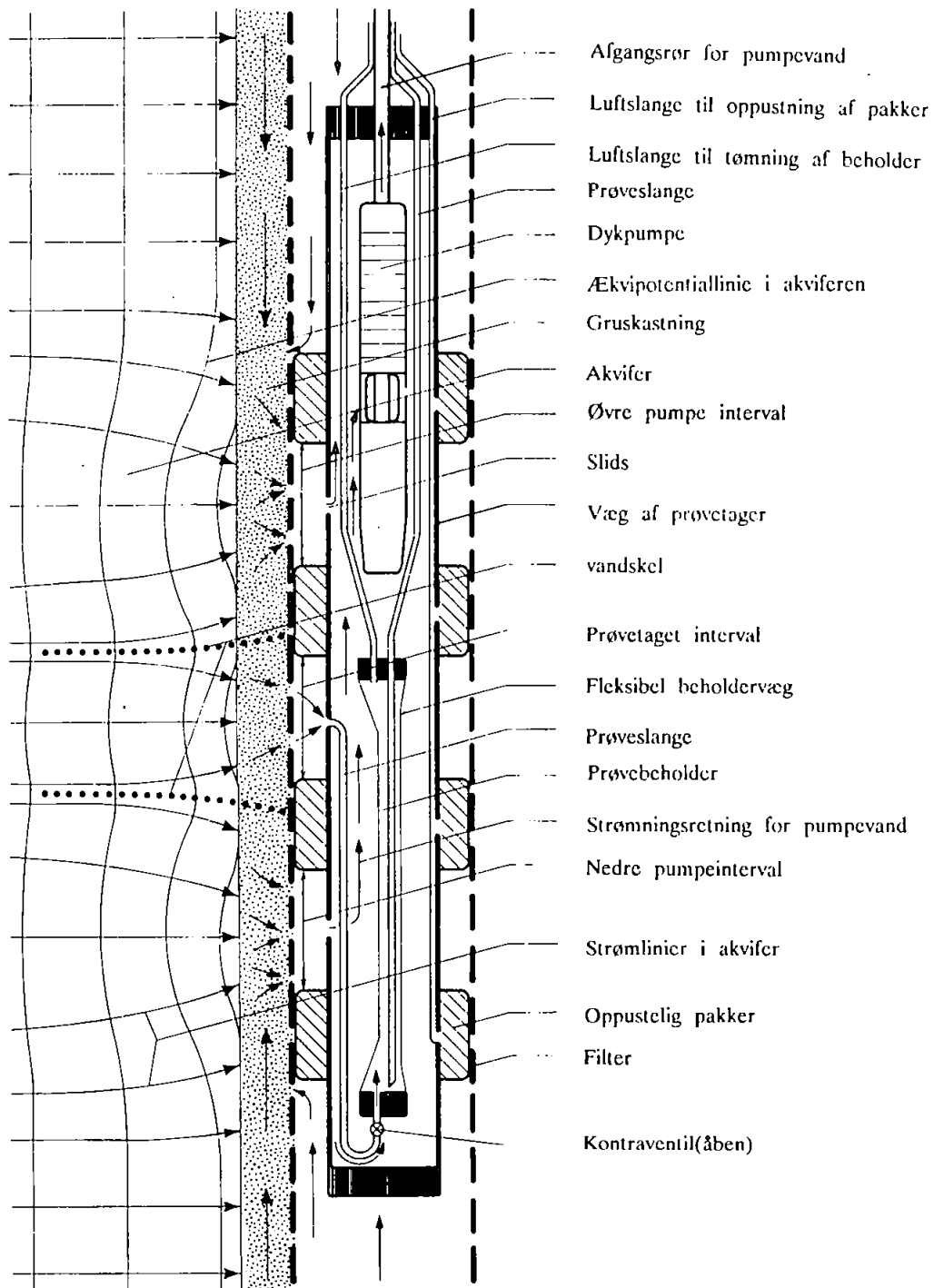
Under visse forhold kan det være hensigtsmæssigt at kunne udtage vandprøver over et kort, afgrænset interval i en forsyningsboring ved hjælp af afpakning af intervallet. En sådan metode med indbygget separationspumpe og samt en montejustpumpe er vist i figur 5.4a og 5.4b og beskrevet af Andersen (1979).

Denne metode kræver at den fastinstallerede pumpe fjernes under udtagningen af vandprøverne.

Det skal nævnes at boringer med lange filtre, hvortil de to beskrevne teknikker netop er tiltænkt, ofte kan give anledning til at vand fra forskellige niveauer via borerøret omlejres til andre niveauer. Dette kan skyldes små vertikale trykforskelle langs filtret eller densitetsforskelle af de indstrømmende vand. Tilbagepumpning af vand fra korte afgrænsede intervaller i filtre kan således være helt misvisende for grundvandskvaliteten i den pågældende dybde. Teknikkerne er således bedst egnede i forsyningsboringer der pumpes kontinuert, da sådanne omlejringer ikke vil ske under pumpning.



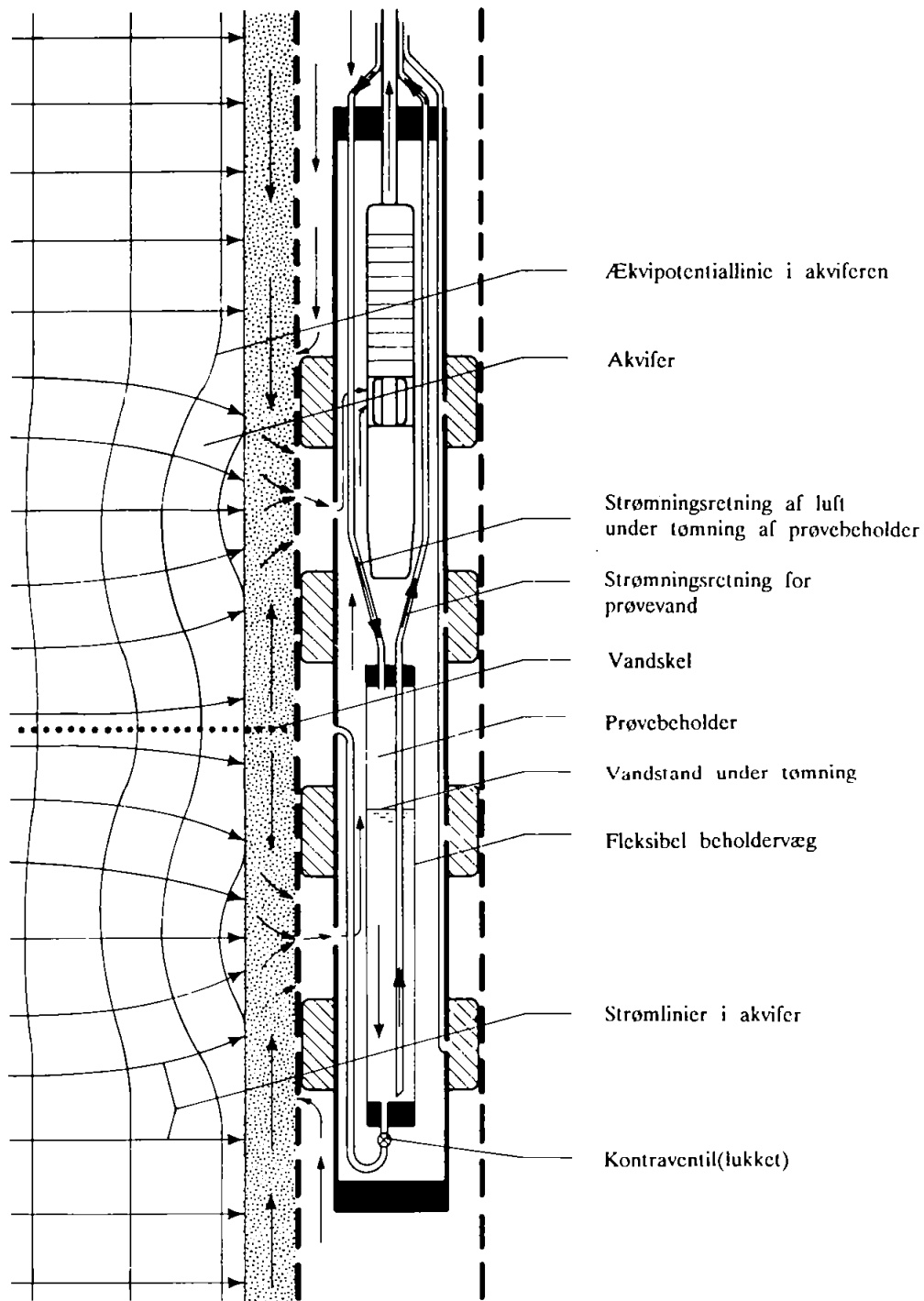
Figur 5.3 Principskitse over forsøg med genindvinding af injiceret saltvand ved separationspumpning med vandskel, strømlinier samt vandmængder på de enkelte pumper, øverst i vertikalsnit, nederst i planet (Andersen et al. 1989).



Figur 5.4a Trippel-zone-pakker-prøvetageren under fyldning af prøvebeholder (Andersen, 1979).

Volumenprøvetagning

En grundvandsforureningsundersøgelse kan gennemføres med en, i forhold til kortlægningsundersøgelsen, helt anden indgangsvinkel. I stedet for at kortlægge forureningsudbredelsen via et antal korte filtre, etableres en



Figur 5.4b Trippel-zone-pakker-prøvetageren under tømning af prøvebeholder (Andersen, 1979).

forsyningsboring med et relativt langt filter, som pumpes med en stor vandmængde. Herved evalueres kildens forureningsbelastning af en indvindingsboring etableret i det formodede forurenede grundvandsmagasin.

Vandprøver der udtages vil bestå af blandingsvand fra et betydeligt større antal punkter i oplandet, idet strømningshastighed og strømningsbaner for pumpevandet fra en sådan indvindingsboring til et hvert tidspunkt vil være af meget forskellig alder og herkomst. Man får således en større del af oplandet og reservoiret undersøgt, ganske vist som en blandingsprøve. Blandingen medfører den ulempe, at koncentrationer af det forurenede stof kan blive meget lav, endog så lav at den kommer med i nærheden af detektionsgrænsen, hvilket kan vanskeliggøre analysearbejdet. Konklusionen af dette vil dog være at forureningsbelastningen er lav, hvilket kan danne grundlag for valg af yderligere undersøgelser eller eventuelle afværgeforanstaltninger.

De lave detektionsniveauer de ofte opnås ved volumenprøvetagning, betyder at påvirkninger fra prøvetagningsudstyr kan blive mere betydende. Fordelene med volumenprøven er, at den ifølge sagens natur monitorer et langt større område end en punktmoniterende prøve. Ved den punktmoniterende prøve, udtages denne i et punkt af grundvandsstrømmen gennem et meget begrænset udsnit. Eventuelle ændringer i grundvandets koncentration af et givet stof lang en strømlinie vil kunne monteres ved punktmoniterende prøver, mens der skal meget markante ændringer i vandkvaliteten til for at ændre koncentrationen af et stof i en volumenprøve. En sådan er derfor mindre følsom overfor lokale variationer. Flere punktprøver vil kunne give variationen i et reservoir. Analyseudgifterne vil imidlertid blive større. Formålet med monitoreringen må derfor være afgørende for valget af prøvetype. Ved kortlægning af udbredelsen af en forureningsfane eller en grænseflade mellem nitratholdigt og nitratfrit grundvand er volumenprøvetagning uegnet, da den vil ændre på forureningsudbredelsen i en sådan grad, at udbredelsen ændres markant under udtagningen, medmindre pumpemængden holdes konstant over meget lange tidsrum. En start-stop situation kan vise meget uheldig og give anledning til variationer i prøvevandets kvalitet, som udelukkende skyldes pumpningen (jf. markvandingseffekten Andersen & Keldstrup, 1988).

5.2.3 Monitering af grundvandskvalitet

Der kan være forskellige grunde til at kvaliteten af grundvandet ønskes kontrolleret. Ved diverse anlæg som udbyder en fare for en forurening af grundvandet, som f.eks. kontrollerede lossepladser, specialdepoter m.m.,

etableres som regel et antal kontrolboringer som prøvetages med jævne mellemrum for at kontrollere grundvandskvaliteten. På denne måde søges eventuelle uønskede forureningsudslip opdaget så tæt på kilden som muligt, så efterfølgende afværgeforanstaltninger omfangsmæssigt begrænset. Forhold omkring anlæg af kontrolboringer, valg af analyseparametre, prøvetagningsfrekvens osv. er indgående behandlet i Christensen et. al. (1985), som i øvrigt anbefaler at kontrolboringer ved kontrollerede affaldsdepoter laves som fuld filtersatte boringer, så hele grundvandsmagasinet dækkes. Dette gøres alene af økonomiske grunde, da en dækning af hele dybden af grundvandsmagasinet med korte filtre, som alle skal prøvetages, vil være uforholdsmæssig dyr. En prøve fra en fuld filtersat kontrolboring vil kunne give svar på, om der er eller ikke er forurening (bemærk dog at en eventuel forurening kan være stærkt fortyndet, hvorfor forureningssporingen kan være lav). Prøvetagning fra sådanne kontrolboringer er problematisk, idet koncentrationen afhænger af længden af filtret, pumpens (eller indtagets) placering, pumpeydelse samt forpumpningsmængde. Det er derfor helt nødvendigt at prøvetagningen i sådanne kontrolboringer udføres på eksakt den samme måde fra gang til gang.

Indenfor det sidste år er der igangsat en landsdækkende grundvandsmonitoring der har det formål at følge den generelle udvikling af grundvandskvaliteten i Danmark. Dette gøres ved at etablere boringer ved udvalgte lokaliteter, hvor man med sikkerhed ved, at lokaliteten ikke er påvirket af en nærliggende lokal punktkilde. Sådanne generelle overvågningslokaliteter udføres bedst ved at boringerne har lille borediameter og kort filterstrækning, samt at der etableres flere udtagningsfiltre i forskellige niveauer på samme lokalitet.

5.3. PRØVETAGNINGSMETODER

Med baggrund i ovenstående forhold er det indlysende, at man skal kende baggrundsforholdene for en udtaget vandprøve godt, for at udsige, noget om en forureningsudbredelse, men tillige være opmærksom på de ændringer, der kan være foregået i vandprøvens kemi som følge af prøvetagningsmetoden.

Nogle af de oftest benyttede prøvetagningsmetoder skal kort omtales, idet der dog henvises til appendiks 2, hvor en nærmere omtale gives.

5.3.1. Vandhentning

Vandhentning betegner den procedure, ved hvilken en vandprøve bringes op fra en boring eller brønd ved nedsænkning af en beholder, en vandhenter, i boringen til en eller anden dybde og som ved tilbagetrækning til terræn bringer en vandprøve med. En sådan "vandhenterudtaget" prøve kan være behæftet med megen usikkerhed. Hvis boringen ikke er forpumpet, vil vandprøven være stagnerende borehulsvand. Hvis bundventilen er utæt, kan der strømme vand ind i prøvetageren fra højere niveauer. Ved at føre vandhenteren ned gennem vandspejlet og den øverste, ofte forurenede, rust holdige del af vandet i en boring, kan vandhenteren forurennes og føre forurening med ned til prøvetagningsniveauet. En standardvandhenter er vist i appendiks 2 fig. A2.1. Der findes mere raffinerede vandhenter, f.eks. evakuerede beholdere med en ampulhætte, der perforeres i den ønskede dybde. Dette eliminerer nogle af ovennævnte ulemper, men vakuum'et i beholderen kan give anledning til afgasning af prøven.

5.3.2. Sugepumpning

Et specielt arrangement til prøvetagning ved sugning er vist i appendiks 2, fig. A2.3. Selv om alle slanger m.v. er rene er der stadig problemet med at få sugeslangen ned i boringen til den dybde, der ønskes udtaget en prøve af, uden at den forurennes. Sugepumpning kan give anledning til afgasning af prøven med deraf følgende kvalitetsændringer (se kapitel 9).

5.3.3. Pumpning med dykket pumpe

Udtagning af vandprøver med dykket pumpe, appendiks 2, afsnit A2.4, har den fordel, at afsænkningen kan ske jævnt, og vandprøven bliver ikke udsat for undertryk under opbringningen. Den bringes fra et hydrostatisk tryk, som modsvarer dybden, til atmosfæretryk i prøveflasken ved terræn; dette er i øvrigt tilfældet ved alle prøvetagningsmetoder, der ikke gør brug af aflukkelige, tryksikre vandhenter, evt. indbygget i afgangsledningen fra en dykpumpe. Hvis pumpen ikke er permanent installeret, vil der være mulighed for krydskontaminering og for forurening med topvandet i borerøret.

5.3.4 Gasfortrængning

Udtagning af vandprøver ved hjælp af drivmiddelpumper med luft eller gas som drivmiddel anvendes i stigende udstrækning inden for grundvandsmonitoring. Montejuspumpen (fig. A2.9 i appendix 2) er en sådan pumpe. Dens fordel ligger formentlig først og fremmest i, at den kan installeres under en lang række vanskeligt tilgængelige forhold, f.eks. i eksisterende vandforsyningsboringer med permanente pumper, uden at disse behøver at fjernes, eller i boringer med små diametre. Dens løftehøjde er kun begrænset af drivgasstrykket. Med en kontraventil i stigrøret, kan indstrømning ske under ringe trykfald og uden tilbageløb, hvilket må skønnes gunstigt for vandprøvens kvalitet. Ved udtagning i snævre rør i ringe dybde, under vandspejlet, er tømningsevolumenet ringer (Appendix 2, fig. A2.9) til gengæld kan hele volumenet i borerøret tømmes helt ved hver tømning. Dette forkorter forpumpning til et minimum.

5.3.5 Andre metoder

De fire ovennævnte metoder til prøvetagning er de mest udbredte. Udover disse findes andre metoder, som pumpning med mammutpumpe, ejektorpumpe, inertipumpe m.m. Disse metoder er beskrevet mere indgående i appendix 2.

5.4. VALG AF PRØVETAGNINGSPRINCIP

Den konkrete prøvetagningssituation vil i de fleste tilfælde sætte nogle krav til og begrænsninger for, hvilket prøvetagningsprincip, der kan vælges.

Eksempelvis kræver en volumenprøvetagning, at der benyttes et princip, der sikrer en høj ydelse. Udover de ting, der således er beskrevet i forbindelse med gennemgangen i afsnit 5.2, skal de øvrige faktorer, der bør vurderes ved valg af prøvetagningsprincip, beskrives i det følgende.

5.4.1 Parametervalg

Udtagningsproceduren skal være tilpasset til de parametre, man ønsker analyseret for. I denne vurdering bør indgå hvilke krav de forskellige

parametre stiller til benyttet udstyr m.m. Følgende spørgsmål bør indgå i vurderingen:

- kan de materialer der er benyttet i prøvetagningsudstyret accepteres?
- giver udstyret anledning til tab (via afgang) af parametre der ønskes analyseret for ?
- giver udstyret anledning til påvirkning af prøven (f.eks iltning) som vil reducere prøvens indhold af parametre, som der ønskes analyseret for ?

For detaljer for de ovennævnte forhold gældende for de forskellige analyseparametre, henvises til kapitel 3 samt kapitel 9.

5.3.2. Dybde til grundvandsspejl

Prøveudtagningsmåden er afhængig af dybden til vandspejlet. Ved dybder større end ca. 8 meter kan vandet ikke sugepumpes, hvorfor en af de øvrige prøvetagningsmetoder må benyttes.

Ved stor dybde til vandspejlet kan det medføre problemer med løftehøjden. De største dybder til vandspejlet, som kendes i Danmark, er p.t. 127 m under terræn. Vand fra disse dybder kan dog pumpes med en dykpumpe med tilstrækkelig løftehøjde. Under sådanne omstændigheder kan en vandhenter, med de ulemper den måtte have, måske være eneste, simple udvej for at få en vandprøve.

Ved prøvetagning på stor dybde, men med ringe dybde til vandspejlet, vil de gængse pumper herunder sugepumper kunne bringe vand op til terræn med de påvirkninger, de giver.

5.4.3. Dimension af boring

Som nævnt i afsnit 5.3, vil boringer (især i forbindelse med kortlægning af forureningsspredning) i de fleste situationer med en lille diameter (2-3 tommer). Dette medfører imidlertid, at prøvetagningen skal gennemføres med pumper specielt udviklet til prøvetagning i boringer med lille dimension

eller ved sugning (se Appendiks 2), samt at ydelsen bliver relativ begrænset.

Ved boringer til større dybde kan det blive nødvendigt at anvende større boringsdiameter. Her kan boringen i så fald udbygges med filtre i flere adskilte niveauer som omtalt i kapitel 2.

5.4.4. Ydelse

Det er ulige lettere at udtage en vandprøve af en boring med stor vandtilstrømning end af en boring med lille tilstrømning. I sidstnævnte tilfælde kan tilstrømningen ske så langsomt, at det kan være umuligt at undgå slam i boringen, dels grundet ringe filtereffekt og dels grundet en finkornet formation. Her kan anvendelse af almindelige pumper være vanskeligt, da de ikke alle tåler suspenderet stof i vandet. Montejuspumpen fungerer gennemgående udmærket under sådanne forhold.

5.5. ANBEFALINGER

- o benyt kun vandprøver udtaget fra eksisterende pumpevand i forsyningsboring til vurdering af forsyningskvaliteten og ikke som del af en forureningskortlægning
- o erkendes en forurening i en forsyningsboring, undersøges forureningens fordeling i filterniveauet ved hj. separationspumpepumpningsteknik evt. kombineret med pakkere.
- o vær meget forsigtig ved tolkning af volumenprøvetagning, da de introducerede opblandingsforhold kan være svære at gennemskue.
- o benyt boringer med korte filtre (max. 1 meter) og lille diameter (2-3 tommer) ved kortlægning af forureningsspredning
- o vær opmærksom på effekten af intermitterende pumpning på forureningsspredning
- o vær opmærksom på "annulusvand"

- o udfør prøvetagning i kontrolboringer på eksakt den samme måde fra gang til gang
- o vær forsigtig med trykpåvirkninger (undertryk, kraftig turbulens m.m.) for specielt følsomme analyseparametre.

6. FELTMÅLING

6.1 GENERELT

En række af de kemiske parametre, som er betydende for karakteriseringen af en grundvandskvalitet, vil ændre sig under prøveudtagningen og/eller på vej til laboratoriet. Med det formål at få det bedst mulige kendskab til grundvandskvaliteten, samt for at kende ændringerne i parametrene, vil det være en fordel også at udføre målinger i felten. Feltmålinger vil herudover kunne anvendes til at kontrollere en forpumpning og dermed give information om, hvornår en grundvandsprøve skal udtages (se iøvrigt kapitel 4).

I boringer, som er udført med lange filtre, vil relevante feltmålinger (logs) kunne give informationer om strømningsforhold, ionkoncentrationer og pH, som eksempelvis kan udnyttes ved udtagelse af niveaubestemte prøver.

6.2 ELEKTRODE-FELTMÅLINGER

Følgende feltmålinger kan udføres som elektrodemålinger: temperatur, pH, ledningsevne, redoxpotentiale og opløst ilt. Herudover eksisterer en række ionselektive elektroder til måling af koncentrationen af ioner f.eks.: Cl^- , F^- , NO_3^- , S^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cu^{2+} .

Ved en prøveudtagning bringes den kemiske balance i vandprøven ud af ligevægt, hvilket blandt andet kan betyde ændring i pH, ledningsevne og temperatur. Da disse parametre er nogle af de regulerende faktorer for mobiliteten af forureningskomponenter, er en optimal bestemmelse af disse ønskværdig.

Der er gode erfaringer med elektrodemåling af temperatur, pH og ledningsevne, hvorfor disse altid bør måles i felten.

Herudover vil det være relevant at måle redoxpotential og opløst ilt. Disse parametre er imidlertid svære at måle optimalt i felten.

6.2.1 Temperatur

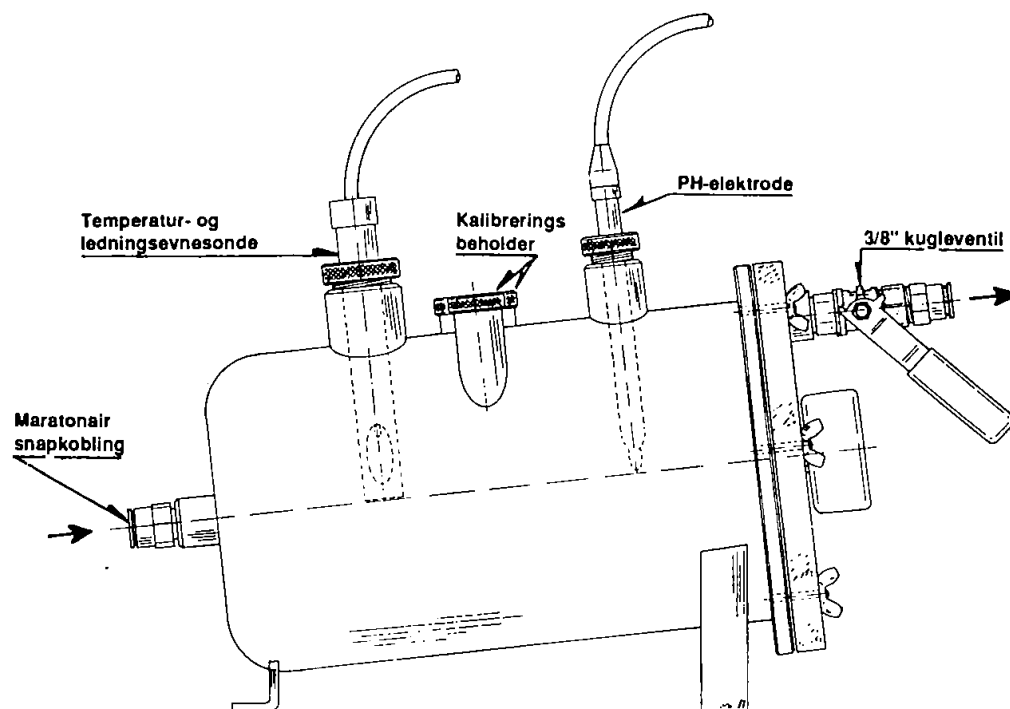
Temperaturen i grundvand svinger normalt mellem 7,5 og 9,5°C - i overfladenære magasiner dog en del mere. Temperaturen måles af hensyn til pH og ledningsevnen, idet begge disse er temperaturafhængige. Temperaturelektroder fås ofte bygget sammen med pH- og ledningsevneelektroder. Nøjagtighed på målingen skal være mindst $\pm 0,2^\circ\text{C}$. Den bedste måling fås ved at måle i en gennemstrømningsbeholder, jf. figur 6.1.

6.2.2 Ledningsevne

Ledningsevnen udtrykker en opløsnings evne til at lede elektrisk strøm. I grundvand afhænger ledningsevnen primært af koncentrationen af ladede partikler (ioner) i vandet. En ledningsevнемåling er derfor et udtryk for den totale koncentration af ladede partikler i vandet. Normalt niveau i upåvirket grundvand er mellem 30 og 75 mS/m. I kystnære magasiner og i visse marine aflejringer ses dog ofte naturligt "forhøjede" værdier.

Ledningsevnen er en forholdsvis simpel parameter at måle, og vil i de fleste forureningssituationer være forhøjet. Det er ofte forhøjelse af ionerne Cl^- , NO_3^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ og Ca^{2+} , som registreres. Ved forpumpning anvendes ledningsevnen som en kontrolparameter, for at der er opnået stabile forhold i det vand, som pumpes op (jf. kapitel 4).

Ledningsevнемålingen er temperaturafhængig, idet der ses en stigning på 1-3% for hver grad, temperaturen stiger (Ground Water Research Institute, 1986). Temperaturen skal derfor altid måles samtidig med ledningsevnen. For at kunne sammenligne måleresultater, opgives ledningsevnen korrigeret til 25°C. Det meste måleudstyr foretager automatisk denne korrektion. Resultatet opgives i enheden mikro Siemens per centimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$) eller i milli Siemens per meter (mS/m). Det bemærkes, at omregningsfaktoren mellem de to enheder er 10. Eksempelvis er $1 \text{ mS}/\text{m} = 10 \mu\text{S}/\text{cm}$. Nøjagtigheden for



Figur 6.1 Eksempel på specialbygget gennemstrømningsbeholder benyttet i Århus amtskommune.

værdier under 150 mS/m bør være på ± 1 mS/m og for resultater over 150 mS/m på ± 2 mS/m.

Målingen bør foretages i en tæt on-line gennemstrømningsbeholder, idet kontakt med luften vil bevirke afgasning af CO_2 og iltning af vandprøven, som igen vil medføre udfældninger af nogle af jern- og manganionerne i vandprøven.

6.2.3 pH

pH er et udtryk for den effektive hydrogen-ion-koncentration eller mere eksakt den negative logaritme til hydrogen-ion-aktiviteten i mol per liter.

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$$

pH i grundvand ligger normalt på et niveau mellem 4,5 og 8.

Det er vanskeligt at udføre en nøjagtig pH-måling i felten. Derfor er det vigtigt, at det anvendte udstyr er af en god kvalitet. pH-målingen er temperaturafhængig, hvorfor temperaturen altid skal måles samtidig med pH.

Det er nødvendigt at være meget omhyggelig med kalibreringen af elektroden. Kalibreringen skal foretages ved samme temperatur, som der måles ved, og med to kalibrerings-buffer-opløsninger (afhængig af måleområdet), normalt 7,00 og 4,01 eller 7,00 og 10,00. Den målte pH bør være mellem pH for de to kalibreringsopløsninger.

Resultatet opgives, ofte korrigeret til 25°C med en nøjagtighed på $\pm 0,1$ pH-enhed. Der findes måleudstyr, der automatisk foretager denne korrektion.

pH måles bedst i en gennemstrømningsbeholder, idet bl.a. afgang af CO_2 kan påvirke pH. Ved at anbringe de to beholdere til kalibreringsbufferne nedsænket i gennemstrømningsbeholderen, kan man også sikre, at bufferne har den rigtige temperatur.

Når man anvender en gennemstrømningsbeholder, skal man være opmærksom på trykket i beholderen. Det kan være ønskværdigt at få så stort tryk i beholderen som muligt for at undgå afgang fra prøven. Ved overtryk kan almindelige kombinationselektroder ikke anvendes, da disse er udformet til målinger ved atmosfæretryk. Det findes dog gode specialelektroder på markedet, der kan klare forholdsvis store tryk.

6.2.4 Redoxpotentialer

Reduktion og oxidation af stoffer betegnes under et som redoxprocesser. Denne betegnelse kan forklares ud fra erkendelsen af, at oxidation af et stof altid modsvarer af reduktion af et andet stof. Redoxpotentialet (E_H) angives i mV med fortegn.

Der findes i dag forskellige redoxelektroder i handlen, som i stort omfang anvendes til feltarbejde på andre områder inden for miljøområdet. På grundvandsområdet anvendes disse endnu i meget begrænset omfang, hvilket sandsynligvis skyldes, at det i felten er vanskeligt at opnå de rette forhold. En

eksakt redoxmåling kan kun opnås, såfremt der eksisterer kemisk ligevægt i opløsningen, samt at alle redoxreaktionerne mellem de forskellige redoxpar sker reversibelt på overfladen af redoxelektroden (Rose & Long, 1988). Disse forhold er normalt ikke opfyldt under praktiske forhold.

Imidlertid er en måling af redoxpotentiale kun repræsentativ for redoxforholdene i grundvandet, hvis den foretages i felten, enten direkte i boringen eller under forhold, hvor prøven ikke har været i kontakt med atmosfærisk luft. Der er derfor absolut nødvendigt at anvende en gennemstrømningsbeholder, hvor vandet ikke kommer i berøring med luften.

6.2.5 Opløst ilt

Grundvand fra dybtliggende reservoirer betragtes som regel som frit for opløst ilt. Det har dog vist sig, at opløst ilt også kan være tilstede i dybere liggende reservoirer, hvor indholdet af oxiderbare stoffer er lille og vandudskiftningen (i forhold til iltforbruget) er stor (Wood, 1976). For bl.a. en række biologiske processer er det af stor betydning at vide, om der er ilt tilstede eller ej i reservoiret.

I felten måles opløst ilt ofte ved hjælp af en iltelektrode. For at få en korrekt bestemmelse, er det nødvendigt at undgå kontakt med atmosfærisk luft, hvorfor der bør anvendes en tæt gennemstrømningsbeholder ved målingen.

Måles iltkoncentrationen både i felten og i laboratoriet, fås værdifulde oplysninger om håndteringen af prøven undervejs fra prøveudtager til laboratorium.

6.3 LOGS

I boringer, som er udført med lange filtre vil udvalgte logs kunne give informationer, som kan udnyttes ved prøveudtagningen af vandprøver. I den forbindelse forudsættes det, at boringen ellers er velbeskrevet.

Relevante logs i forbindelse med prøveudtagning af vandprøver vil være flow-logs, ledningsevnelogs, pH- og E_H -(redox) logs. Nedenstående er disse logs kort beskrevet.

Hvis boringen ikke er velbeskrevet kunne det yderligere være relevant at udføre gammalogs og/eller induktionslogs. Der henvises til speciallitteratur for en beskrivelse af disse logtyper (Skov- & Naturstyrelsen, 1987, Bai, 1982).

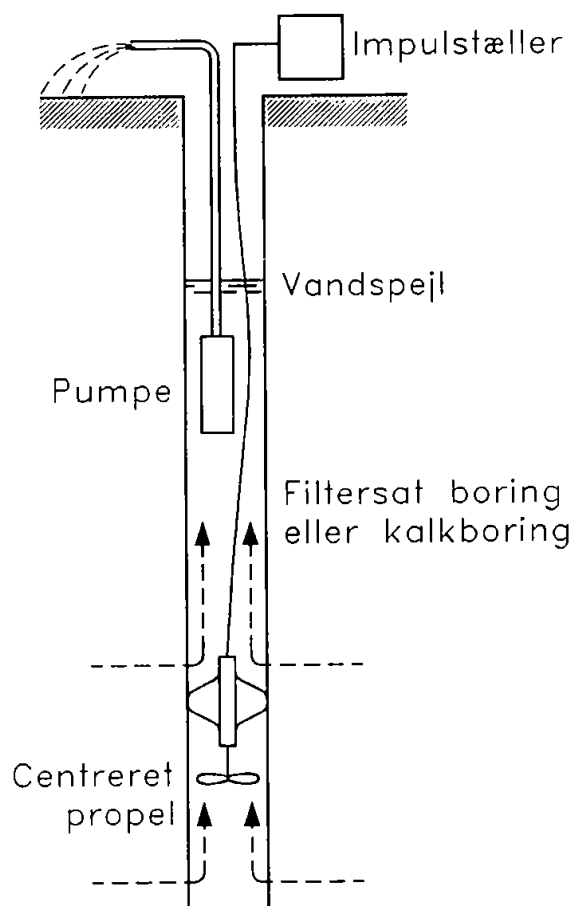
6.3.1 Flow-logs

Flow-logs bruges til vurdering af variationer i indstrømningshastigheden i det filtersatte interval.

En flow-log måler den vertikale strømningshastighed under pumpning med konstant kapacitet (figur 6.2). Strømningshastigheden bestemmes v.h.a. vingehastigheden af en propel, som med konstant hastighed bevæges op eller ned igennem hullet. Vingehastigheden registreres enten som en frekvens eller som en strøm, der omregnes til strømningshastigheden. Da propellen kræver en minimumsstrømningshastighed for at dreje (0.3-2 m/sek afhængig af model), laves der to "runs" (opad og nedad), for at man kan eliminere fejltolkninger i zoner, hvor vandets hastighed og sondehastigheden er af samme størrelse.

6.3.2 Ledningsevne, pH- og E_H -logs

Ledningsevne, pH og E_H -logs bruges til at registrere den vertikale variation af parametre i borerne, m.h.p. at tilrettelægge niveaubestemt prøveudtagning eller vurdere variationen af en blandingsprøve. Ledningsevne, pH- og E_H -logs svarer til pH og redoxpotentialmålingerne beskrevet i afsnit 6.2. Forskellen er elektrodevalget, idet logning af i dybe borer er det en forudsætning, at der anvendes elektroder, som kan klare trykstigningen. Herudover er der samtidig indbygget en temperaturmåler, således at de rette korrektioner kan foretages.



Figur 6.2 Flow-logning i boring med langt filter.

6.4 FELTLABORATORIER (kemisk analyse udført i felten)

Der findes i dag i handelen et væld af forskellige, såkaldte "hurtig-metoder" til analysere for mange forskellige parametre. Spektret af analyser spredt sig fra strips med en farverreaktion over spektrofotometriske målinger, til transportabelt tilretingsudstyr. Priserne varierer fra få kroner til flere tusinde kroner. Fabrikant og forhandlere lover ofte, at man kan opnå ret nøjagtige målinger.

Der er ikke inden for grundvandsområdet lavet nogen undersøgelse af, hvor gode - og dermed anvendelige - disse forskellige metoder er. Flere laboratorier, offentlige myndigheder, rådgivende firmaer m.m. anvender forskellige af disse metoder for at få en vejledende værdi og oplyser, at de har god nytte af dem.

Anvendeligheden af disse "hurtig-metoder" står helt for brugerens egen vurdering.

6.5 POTENTIELLE KILDER TIL FEJL VED FELTMÅLINGER

Mulighederne for fejl ved feltmålinger er mangfoldige. Derfor er det altid nødvendigt, at prøveudtageren er meget omhyggelig med sit arbejde. Endvidere er det en forudsætning, at alt feltudstyr kalibreres jævnligt, og at den forskriftsmæssige service overholdes.

6.5.1 Temperatur

Pumper kan have temperaturen, især dykpumper, hvor vandstrømmen forbi pumpen bruges til at køle motoren. Også i pumpe-slangen kan temperaturen ændres, specielt hvis slangen er lang og tynd. Ligeledes kan målebeholderen ændre temperaturen, hvis den ikke er ordentlig tempereret med prøven. Målefejl af temperatur sker oftest, når der er stor forskel på luft- og prøvetemperatur.

6.5.2 Ledningsevne

Fejlmålinger kan her opstå ved dårligt rengjorte målebeholdere ved ikke kalibreret måleapparatur, samt ved belægninger på måleelektroden.

6.5.3 pH

Feltmåleudstyr er ofte udstyr, der ikke bruges hver dag. Derfor er det vigtigt at være omhyggelig med at opbevare udstyret, specielt elektroder, forskriftsmæssigt. pH-elektroder har en begrænset levetid (de fleste forhandlere lover en levetid mellem 1 og 2 år) afhængig af brug og opbevaring. Fejlmålinger fås ved ikke - eller dårligt - kalibrerede elektroder og dårligt rengjort målebeholder. Ligeledes får man et forkert resultat, hvis man måler på en iltet og CO₂-afgasset prøve. Det bør iøvrigt bemærkes at kalibreringsbuffervæsker bør have samme temperatur som prøven.

6.5.4 Redoxpotentialialet

Platinelektroden skal være omhyggelig rengjort og fri for belægninger. Fejlmålinger kan undgås ved løbende check med en standard opløsning (ZoBell-opløsning) (Wood, 1976, Groundwater Research Institute, 1986). Hvis de målte værdier overstiger standard værdien for ZoBell-opløsningen med mere en 10-20 mV, er det nødvendigt at rengøre elektroden igen.

6.5.5 Opløst ilt

Iltmålingen kræver stor omhyggelighed med at undgå, at der udveksles gasser mellem prøven og atmosfæren.

6.5.6 Flow-logs

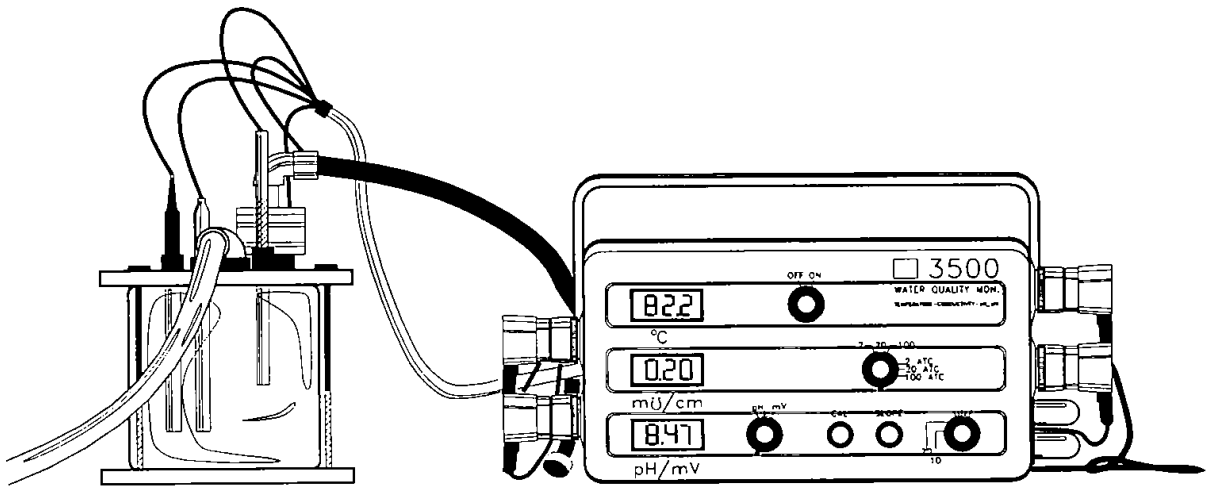
I boringer uden forerør kan der opstå fejlfortolkninger af flow-logs, fordi diameteren af borehullet varierer p.g.a jordlagenes forskellige hårdheder og opsprækning. Ved i borehullet af måle diameteren v.h.a. en caliper-log vil denne variation kunne registreres kontinuert og flow-logs-målingen vil kunne korrigeres.

6.5.7 Ledningsevne-, pH- og E_H -logs

Der er potentielt mulighed for de samme fejlkilder, som for ledningsevne-, pH og redoxpotentialemålingerne. Herudover er der en stor fare for at vandbevægelser i forerøret (grundet lodrette trykforskelle) betyder, at logningen ikke er repræsentativ for forholdene ude i formationen.

6.6 FELTMÅLEUDSTYR

Der findes en del forskellige fabrikater af forskellige elektrode- og logningsudstyr. Der vil ikke her blive fremhævet specielle fabrikater eller typer, kun bemærkes det, at man ved indkøb af feltmåleudstyr skal være



Figur 6.3 Eksempel på kommerciel tilgængelig gennemstrømningsbeholder med tilhørende feltmåleudstyr temperatur, ledningsevne, pH (og evt. redoxpotentialer).

opmærksom på, om udstyret kan overholde de krav, der stilles til målenøjagtighed ved de enkelte parametre.

Der er muligt i dag at købe en færdig gennemstrømningsbeholder til feltmåling i grundvandet. I figur 6.3 er denne vist. Ellers er det op til den enkelte at opfinde sin egen (se iøvrigt figur 6.1). I USA har man eksperimenteret med størrelsen af en sådan beholder og fundet, at en gennemsigtig, konisk 500 ml beholder er den bedste (Garske & Schock, 1986). Det kan absolut anbefales at anvende en gennemstrømningsbeholder, både fordi man får nogle bedre feltmålinger, men også fordi det letter og effektiviserer målearbejdet i felten.

6.4. ANBEFALINGER

I forbindelse med udtagning af vandprøver kan det anbefales at:

- o udføre feltmåling af temperatur, pH og ledningsevne
- o udføre feltmåling for redoxpotential, hvis denne ønskes bestemt
- o udføre måling i felten for opløst ilt, hvis denne ønskes bestemt.
Alternativt bør prøver, der analyseres for opløst ilt i laboratoriet, konserveres i felten (se afsnit 9.4)
- o der anvendes en gennemstrømningsbeholder ved feltmåling.

7. PRØVEBEHANDLING OG OPBEVARING

I dette afsnit omtales dels nogle generelle forholdsregler ved prøvebehandling i felten, og dels behandles mere specifikt forholdene omkring filtrering og konservering af prøver. Derimod omtales feltmåling ikke, idet disse allerede er omtalt i kapitel 6.

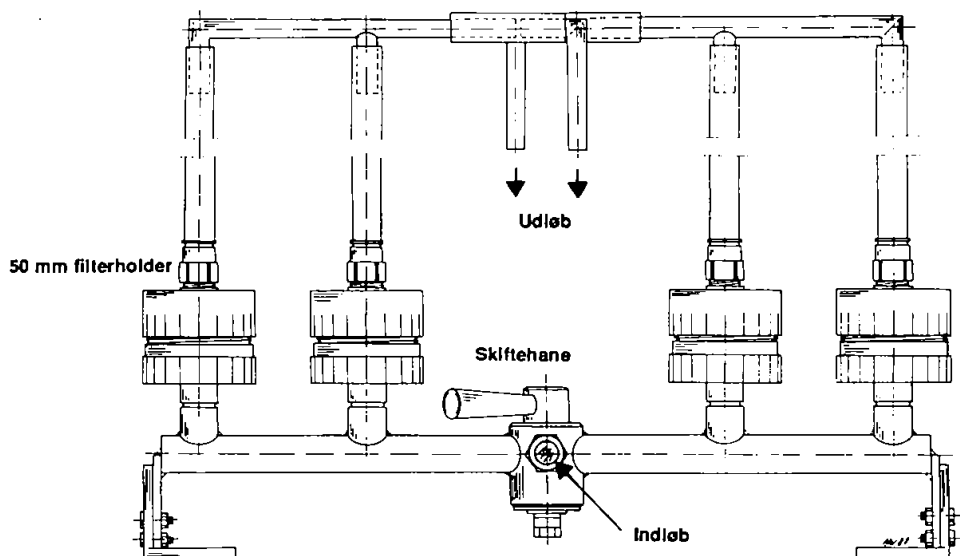
7.1 GENERELT

Prøvebeholderne bør, uanset hvem der foretager prøvetagningen, leveres af det laboratorium, der skal foretage de pågældende analyser. Herved er laboratoriet ansvarligt dels for valg af et hensigtsmæssigt materiale til prøvetagningsbeholder, incl. eventuelt låg, og dels valg af opvaskeprocedure under hensyntagen til netop de stoffer, der skal kunne analyseres i prøven (se i øvrigt kapitel 3 og 9).

Prøverne fyldes helt, med mindre andet er angivet. Efter prøverne er taget (se kapitel 5), opbevares de mørkt og koldt (2 - 8 °C vil oftest være passende) (Prøverne må under normale omstændigheder ikke fryses). Opbevaring på denne måde vil nedsætte bakteriologisk og kemiske nedbrydning, mest muligt. Af samme grund bør prøverne opbevares så kort tid som muligt inden aflevering på laboratoriet. Prøverne bør normalt leveres til laboratoriet på prøvetagningsdagen eller senest dagen efter prøvetagning. Undtagelser fra denne regel bør kun forekomme efter aftale med laboratoriet. Visse analyser skal gennemføres indenfor få timer, for andre er dette mindre kritisk. I kapitel 9 omhandles mere indegående de krav, der stilles for de forskellige analyseparametre.

7.2 FILTRERING

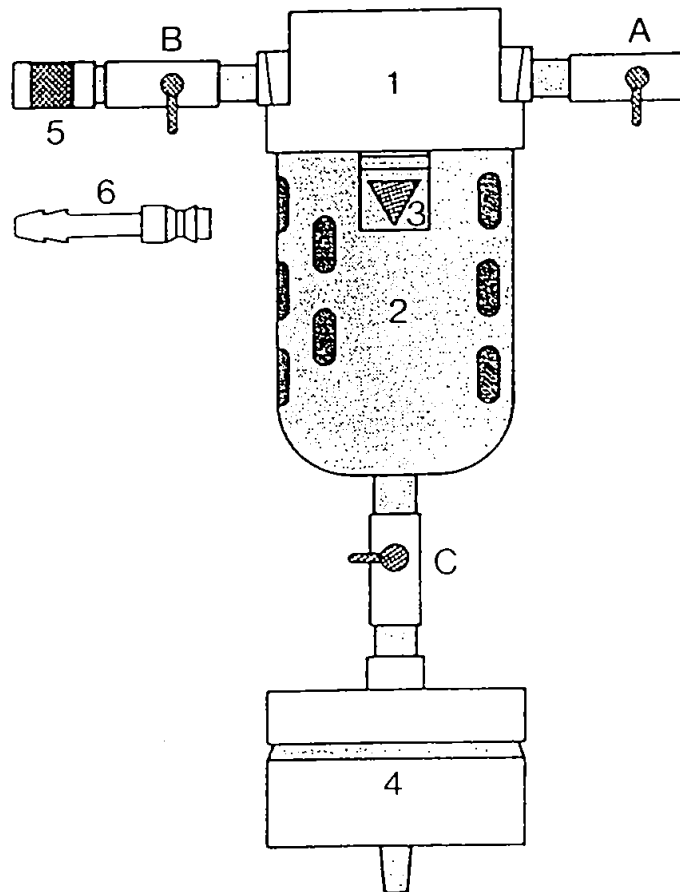
Selv om en boring i forbindelse med etableringen er blevet renpumpet, kan man ikke være sikker på at boringen giver klart grundvand, jf. kapitel 2 og 4.



Figur 7.1 Eksempel på on-line filtreringsenhed fra Århus amtskommune med to parallelle strenge, så udskiftning af filtre kan ske, mens der pumpes.

Ved prøvetagning fra borer, der giver vand indeholdende suspenderet stof, må prøverne filtreres hurtigst muligt for at fjerne de naturligt opslemmede partikler. Årsagen til dette er, at det kemiske miljø i prøverne ændres i samme øjeblik prøven forlader grundvandsmagasinet - kuldioxid kan afgasse med pH-ændring til følge, prøven optager ilt, hvorved der kan ske udfældningsreaktioner. Disse udfældninger må naturligvis ikke fjernes, idet de repræsenterer stoffer, der i prøvens naturlige miljø var i opløsning.

Den bedste løsning for uklare prøver er derfor filtrering direkte i tilslutning til oppumpningen. Den løsning, som giver den mindste påvirkning inden filtrering, er et filter, som kobles direkte til afgangsslangen fra pumpen (se figur 7.1). Filterenheden bør bestå af 2 eller flere parallelkoblede filtre sådan at der kan skiftes til nyt filter uden at stoppe prøvetagningen, når et filter er tilstoppet.



- A, B, C : Kuglehaner
 1, 2, 3 : Prøvebeholder
 4 : Filterholder
 5, 6 : Lynkobling for nitrogen

Figur 7.2 Trykfiltreringsenhed benyttet af Danmarks Geologiske Undersøgelse (Kristiansen & Nielsen, 1989).

Næstbedste løsning er en trykfiltrering i felten med en fritstående filtreringsenhed (se figur 7.2). Hurtig transport til laboratoriet og filtrering her er også muligt, men det vil næppe kunne undgås, at prøven ændres noget inden filtreringen. Vakuumfiltrering af grundvandsprøver kan derimod ikke anbefales.

Hvis prøven tages med f.eks. en sprøjteprøvetager (se appendix 2) kan filtreringen ske nede i selve boringen, (se appendix 2), idet sprøjteprøvetageren kan påsættes en filtreringsenhed (Groundwater Research Institute, 1986).

Ved prøvetagning i eksisterende borer, som anvendes til vandforsyning el. lign. uden vandbehandling, vil det til kontrol af vandkvaliteten naturligvis være nødvendigt at analysere prøven som den er, uanset indhold af opslemmede partikler, idet den totale prøve vil være det, som forbrugeren udsættes for.

Ved uklare prøver er filtrering absolut nødvendig når der skal analyseres for spormetaller, jern og mangan, hydrofobe organiske stoffer (f.eks. PAH-er), fosfat og sulfat (Trela, 1986). For prøver med meget lavt indhold af spormetaller, kan filtrering dog anbefales selv for prøver, der visuelt virker klare. En alkalinitetsbestemmelse på en uklar prøve der ikke filtreres forinden kan ofte lede til at alkalinitetens størrelse overvurderes.

Filtrering vil være katastrofal ved analyse for opløste gasser, pH, redox-potentiale og temperatur, idet prøvens sammensætning vil ændres væsentligt.

Vakuumfiltrering vil yderligere gøre det umuligt at analysere for carbonat-systemets komponenter, idet kuldioxid vil blive revet ud af vandet og ligevægten dermed afgørende forrykket.

Normalt anbefales det at anvende et filter med en porevidde på 0,45 μm . Dette filter vil holde partikler tilbage og tillade hovedparten af eventuelt kolloidt materiale at passere. Det vil herved normalt give et passende kompromis mellem tilbageholdelse og filtreringshastighed (United States Geological Survey 1976). Hvis filtre med anden porevidde anvendes, må dette noteres på prøvetagningsskemaet.

For analyse for jern og mangan på lavt niveau ($<1\text{mg/l}$) kan det dog være nødvendigt at filtrere gennem 0,1 μm filter (se i øvrigt afsnit 9.2). Filtrering med sådanne filtre kan dog ved højt indhold af suspenderet materiale i vandet være uhyre tidskrævende.

De første ca 10 ml, der løber igennem filteret, skal kasseres, idet filteret sandsynligvis vil have påvirket sammensætningen i den første del af prøven. Der kan både ske tab (f.eks. spormetaller, jf. afsnit 9.7) og afgivelse fra filtermaterialet (f.eks. nitrit, jf. afsnit 9.5). Af hensyn til sikring mod afgivelse fra filtermaterialet, bør der altid udføres filtrering af en blindprøve. Denne prøve kan passende være en feltblindprøve, jf. kapitel 10.

7.3 KONSERVERING

I dette afsnit behandles generelle forhold omkring konservering og specielt feltkonservering, mens oplysninger om konservering og konserveringsmidler for enkelte stoffer må søges i Afsnit 9.

Konservering har til formål at hindre kemiske og mikrobiologiske omdannelser af prøverne. Af benyttede konserveringsmetoder kan nævnes nedkøling, nedfrysning samt tilsætning af konserveringsmidler (syre, bakteriegift m.m.). Prøver må aldrig (med mindre det udtrykkelig kræves) syrekonserveres inden filtrering, idet der herved rykkes kraftigt ved den ligevægt, der i grundvandet fandtes mellem opløst og fast stof. Dette kan betyde, at de opnåede analyseresultater kan blive helt misvisende for grundvandets indhold af opløste komponenter.

Konservering bør foretages hurtigt; i de fleste tilfælde kan det dog vente til prøven er afleveret på laboratoriet, forudsat at prøverne opbevares og afleveres som omtalt i afsnit 7.1.

Prøver med et højt indhold af opløst jern kan give udfældninger meget hurtigt, og disse udfældninger kan være vanskelige at bringe i opløsning igen. I sådanne tilfælde kan en konservering i felten være hensigtsmæssig.

7.4 MÆRKNING OG TRANSPORT

Inden prøverne pakkes ned for transport til laboratoriet må man sikre sig at prøverne er forsvarligt mærket. Utilstrækkelig mærkning på prøveflasker kan blive udvisket el.lign. under transporten. Mærkning af prøver sker mest forsvarligt ved at skrive på selvklæbende mærkater, der er påsat

prøveflaskerne. Mærkning af flasker ved direkte at skrive på flaskerne f.eks med en speedmarker er ofte vanskelig i felten, og må derfor frarådes. Prøverne må som et minimum mærkes med følgende oplysninger:

- prøvetagningssted
- prøvenummer
- prøvetagningsdato og -tidspunkt
- prøvetager
- konservering, hvis udført

I forbindelse hermed må alle detaljer om prøvetagningen noteres omhyggeligt og siden rapporteres, jf. kapitel 10.

Transport af prøver sker bedst i specielle transportkasser. Glasflasker, som ofte benyttes, er skrøbelige, hvorfor flaskerne bør beskyttes mod at gå itu, ved at undgå at flaskerne kan "klirre" mod hinanden (ved brug af flamingos-tykker, skumgummi eller lign.).

Inden nedpakning af prøverne bør det checkes om flaskerne er forsvarlig lukkede, så muligheden for krydskontaminering af prøver i transportkassen kan udelukkes.

Ofte skal prøver transporteres nedkølet. Et stort antal prøver kan kræve mange køletasker og -elementer. Hvis man ofte tager mange prøver, kan det eventuelt betale sig at bygge et transportabelt køleskab. Der findes forholdsvis billige 12 volts-køleagregater på markedet, som installeret i en isoleret kasse fungerer udmærket som køleskab. (Wium, 1988).

7.5 OPBEVARING

Grundvandsprøver har uanset om de er konserverede eller ej, begrænset holdbarhed. Holdbarheden varierer fra få timer til flere måneder afhængig af de planlagte analyser.

Den begrænsede holdbarhed af prøver, betyder at prøvetagningen skal foregå efter forudgående aftale med analyselaboratoriet. Prøver som eksempelvis

afleveres sent fredag eftermiddag bliver højst sandsynligt ikke analyseret rutinemæssigt i løbet af weekenden, selvom eventuelle holdbarheder bliver overskredet.

7.6 ANBEFALINGER

- o prøvebeholdere bør leveres af analyselaboratoriet
- o uklare prøver bør i de fleste tilfælde filtreres, helst i felten
- o når filtrering er nødvendig, bør den foretages i felten, og helst on-line med den pumpe el. lign. som leverer vandet.
- o vakuumfiltrering kan generelt ikke anbefales
- o til filtrering anvendes normalt filter med 0,45 μm porevidde, og de første ca 10 ml filtrat bortkastes
- o prøver til analyse for jern og mangan på lavt niveau ($<1\text{mg/l}$) bør dog filtreres gennem et 0,1 μm filter
- o prøver, som skal filtreres, må ikke konserveres inden filtrering, medmindre dette udtrykkeligt er foreskrevet
- o konservering bør foregå hurtigt, men kan i de fleste tilfælde afvente ankomst til laboratoriet
- o prøverne opbevares mørkt og koldt. De afleveres på analyselaboratoriet hurtigst muligt efter prøvetagning, efter aftale med analyselaboratoriet.

8. RENGØRING AF PRØVETAGNINGSDUDSTYR

8.1 GENERELT

Rengøring af prøvetagningsudstyr foregår normalt hjemme efter specielle procedurer, afhængig af materialet og den forureningstype og -grad, som udstyret har været udsat for.

I forbindelse med prøvetagning kommer man imidlertid ofte ud for, at måtte genanvende det samme udstyr i flere på hinanden følgende borer. For at undgå at bringe forurening fra den ene boring eller prøve til den anden, er det nødvendigt at rengøre udstyret mellem prøvetagningerne. Det bør dog tilstræbes at anvende en prøvetagningsteknik, der kræver så lidt rensning i felten som muligt, idet denne rensning i praksis er meget besværlig, og derfor ikke altid udføres godt nok. Permanent installeret pumpeudstyr er den metode, der giver mindst mulig rensning i felten. I anskaffelse er metoden den dyreste, men på længere sigt vil den ofte vise sig rentabel på grund af kortere prøvetagningstid og mindre risiko for fejlagtige analyseresultater. Dette gælder selvfølgelig kun i tilfælde, hvor man gentager prøvetagningen med rimelig korte mellemrum (som ved kontrolboringer o.lign.) De senere år har givet eksempler på fejlagtige resultater, som følge af utilstrækkelig rensning af udstyr mellem prøvetagningerne. Det er meget væsentligt, at man i videst muligt omfang udtager prøver i en rækkefølge fra mindst forurenet til mest forurenet.

8.2 SLANGER OG LIGNENDE

Generelt bør alle slanger som anvendes til prøvetagning kun anvendes én gang pr. prøvetagningsdag, da det vil kræve en nøjere vurdering af forureningens art kombineret med materialevalget (jvf. kapitel 2), at finde den korrekte rengøringsmetode. Det sker dog, at slanger på grund af de praktiske omstændigheder, må genbruges. Dette gælder specielt slanger med stor dimension, samt særligt dyre slangetyper, (f.eks. teflonslanger). Her bør følgende rensningsprocedure anvendes:

Slanger aftørres med en ren klud udvendigt, medens den trækkes op af boringen, og anbringes i en kasse eller på en slangevogn - **ikke på jorden**. Under

aftørringen må prøvetageren vurdere, om slangen er blevet forurennet udvendigt med andet end vand eller vandafvaskelige stoffer (som f.eks. olie). Sådanne slanger kan ikke genanvendes, før specialrensning hjemme har været gennemført. Samme procedure udføres på kabler, wire m.v. Derefter gennempumpes slangerne med rent vand af kendt sammensætning, evt. destilleret eller ionbyttet vand, og til sidst med vand fra næste boring. Den afsluttende gennempumpning med næste prøve bør var så længe, at slangen er kommet i ligevægt med vandet fra boringen, 10-20 minutter vil normalt være tilstrækkeligt, se i øvrigt kapitel 4.

I øvrigt kan man med fordel medbringe en højtryksspuler i felten, som kan bruges til rengøring af smudsige slanger, wire, pumper osv. Højtryksspuleringen kræver typisk kun 15-20 liter vand pr. boring.

Endelig anføres i prøvetagningsjournalen, hvor slanger, kabler, wire m.v. sidst har været anvendt, således at en senere vurdering af evt. krydskontaminering er mulig.

8.3 PUMPER

8.3.1 Dykkede pumper

Som ved pumpeslangerne må prøvetageren vurdere, om pumpen kan være forurennet med andet end vand eller vandafvaskelige stoffer (som f.eks. olie). En sådan pumpe kræver specialrensning hjemme. Kan pumpen accepteres, vaskes eller spules pumpen udvendigt med rent vand og den gennempumpes med en passende mængde rent vand (normalt ca. 10 l). Til sidst skal pumpen gennempumpes med vand fra næste boring, men her vil den nødvendige forpumpning altid være tilstrækkelig.

8.3.2 Sugepumper

Med denne pumpetype er der normalt ingen specielle rengøringsproblemer. Enten anvendes sugeflaske foran pumpen eller også kommer prøven kun i forbindelse med slanger, som skiftes mellem hver prøvetagning (ved prøvetagning med peristalisk pumpe - se appendix 2.3).

8.3.3 Vandhentere

Vandhentere kan generelt ikke rengøres tilstrækkeligt effektivt i felten på grund af deres opbygning (se appendix 2). En eventuel rengøring må derfor overvejes nøje både med hensyn til kontamineringsrisici overfor aktuelle parametre og med hensyn til evt. fremtidige parametre.

8.4 ANBEFALINGER

- o anvend i videst muligt omfang permanent installeret pumpeudstyr
- o anvend i videst muligt omfang et sæt slanger pr. boring
- o udtag, hvor det er muligt, prøverne i rækkefølge efter stigende forureningsgrad
- o benyt kun rent vand af kendt sammensætning (evt. destilleret eller ionbyttet vand) til vask af udstyr i felten

9. PRØVETAGNING OG ANALYSEPARAMETRE

9.1 INDLEDNING

Præcisionen i data for grundvandskoncentrationer er sammensat af præcisionen for analysearbejdet og selve prøvehåndteringen i felten. Præcisionen for analysearbejdet, der oftest foregår under kontrollerede forhold i et laboratorium, er typisk ca 10 %. Prøvehåndteringen i felten vil derimod som regel være behæftet med betydelig større usikkerhed. En optimal prøvehåndtering i felten er således i mange tilfælde vigtigere for det endelige resultat, end optimering af analysemetoden.

Hvorledes en optimal prøvehåndtering i felten skal forstås, afhænger i høj grad af hvilken analyseparameter man betragter. Dette forhold søges netop belyst i dette kapitel. Kapitlet er inddelt i delafsnit, hvor den optimale prøvehåndtering for hver enkelt gruppe af analyseparametre præsenteres. Hvis man for konkrete parametre ønsker af afvige fra de beskrevne optimale forhold, må det nødvendigvis have indflydelse på den endelige tolkning af resultatet.

Følgende grupper af analyseparametre beskrives i separate delafsnit:

- makroioner (calcium, magnesium, kalium, natrium, jern, mangan, chlorid, fluorid og sulfat)
- total uorganisk kulstof og alkalinitet
- opløste gasser (ilt, kuldioxid, svovlbrinte og methan)
- kvælstof (ammonium, nitrit og nitrat)
- phosphat
- spormetaller
- organiske stoffer (samleparametre, specifikke analyser, screeningsanalyser)

Der er således visse specielle parametre der ikke er behandlet. Ønsker viden om disse, bør speciallitteraturen konsulteres.

I hver delafsnit gives indledningsvis en kort omtale af parametrene. For afsnittet om organiske stoffer er denne omtale dog uddybet i forhold til andre delafsnit, idet mange af parametrene er samleparametre, der kræver nærmere omtale. Dernæst beskrives potentielle påvirkninger under håndteringen af prøven systematisk inddelt i afsnit som:

- rengøring
- prøvetagning
- filtrering
- konservering

Benyttede materials eventuelle påvirkning af parametrene er samlet i kapitel 3. Hver delafsnit afsluttes med konkrete anbefalinger for den enkelte gruppe af analyseparametre. Kapitel 9 er således opbygget som en håndbog, som man kan slå op i og få konkrete, detaljerede oplysninger for de enkelte analyseparametre.

9.2 MAKROIONER

Dette afsnit vedrører uorganiske makroioner, der i denne forbindelse defineres som følgende ioner: Calcium, magnesium, kalium, natrium, jern, mangan, chlorid, fluorid og sulfat.

9.2.1 Generelt

Uorganiske makroioner er hyppigt forekommende i grundvand og ofte i høje koncentrationer (mg/l). Udtagning af grundvandsprøver til disse analyseparametre er generelt forholdsvis uproblematisk, men der er dog visse forhold, som det er vigtigt at være opmærksom på.

9.2.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen

Rengøring

Rengøringen er ikke kritisk for chlorid, sulfat og fluorid. Normal laboratorieopvaskeprocedure er tilstrækkelig. For kationerne er det mere kritisk, specielt for jern og mangan, da koncentrationerne typisk er mindst her. Alt glasudstyr bør syrevaskes inden brug.

Under analysearbejde for jern og mangan er et af de største problemer kontaminering, så der kræves udover grundig rengøring omhyggelighed under hele prøvetagnings- og analyseprocessen.

Prøvetagning

Der er to vigtige reaktionstyper, der har betydning under prøvetagningen. Det er udfældnings- og redoxprocesser.

De vigtigste udfældningsprodukter er calciumcarbonat (CaCO_3), calciumsulfat (CaSO_4), magnesiumcarbonat (MgCO_3), jernhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) og manganhydroxider ($\text{Mn}(\text{OH})_4$). En måde at begrænse risikoen for udfældning er syrekonservering, da flere af udfældningerne kun finder sted ved høje pH-værdier.

En anden vigtig parameter er temperaturen. Det er værd at bemærke at opløseligheden af calciumcarbonat bliver mindre ved højere temperatur. Så optagning af prøve fra 10°C til stuetemperatur kan give udfældning, hvis prøven ikke straks bliver konserveret.

Redoxprocesser er specielt vigtige for jern og mangans vedkommende. Jern vil f. eks. ved optagning fra anaerobe forhold, oxideres fra jern(II) til jern(III) ved kontakt med luftens ilt. Det samme sker for mangan (mangan(II) til mangan(IV)). Begge processer kan give udfældning (der igen ændrer pH, via alkalinitet ændring, se afsnit 9.3). Dette har speciel betydning, hvis man interesserer sig for bestemmelsen af jern(II)/jern(III). En sådan bestemmelse kræver fastholdelse af de naturlige redoxforhold, hvilket kræver en form for in-situ måling, eller en feltanalyse.

Filtrering

Generelt bør enhver filtrering foregå, så udfældninger, der er opstået efter at prøven har forladt akviferen, ikke frafiltreres.

Filtrering er normalt uden betydning for anionerne. Det kan dog af analysetekniske årsager ved uklare prøver være praktisk eller nødvendigt at filtrere, for at undgå interferenser, tilstopning i analyseudstyr m.m.

For kationerne er sagen mere kompliceret. Ved oppumpning af prøver der indeholder akvifermateriale, kan der ske kationbytning indtil en ligevægt har indstillet sig. Desuden kan man ved syrekonservering opløse ioner fra akvifermaterialet. Det er derfor væsentligt ved "uklare" prøver, at filtrere straks efter prøvetagningen. Generelt er den anbefalede filterpore størrelse $0,45 \mu\text{m}$ (Standard Methods, 1980). Men for jern og mangan har en undersøgelse vist (Kennedy and Zellweger, 1974), at det ikke er tilstrækkeligt. Den viser, at ved lave koncentrationer ($\mu\text{g/l}$) giver det en betragtelig fejl, hvis man filtrerer gennem et $0,45 \mu\text{m}$ filter og derefter syrekonserverer. Årsagen er at en lille smule finkornet sediment kan passere gennem filteret og at den efterfølgende syrekonservering opløser metallerne. Det anbefales derfor at benytte et $0,1 \mu\text{m}$ filter.

Emballering

De største problemer ved emballering er for anaerobe prøver, hvor enhver form for diffusion af ilt ind i prøven er uønsket. Benyttes plastflasker er en hurtig konservering anbefalelsesværdi for at undgå udfældninger (specielt jern og mangan). For natrium og kalium på lavt niveau anbefales det, at man ikke benytter glas, da der er en risiko for afgivelse af disse stoffer fra glasset. Der er dog ikke fundet dokumentation for, at det er et reelt problem ved de koncentrationer af natrium og kalium, der normalt findes i grundvand.

Konservering

Chlorid og fluorid kræver ingen konservering.

Sulfat kan under visse forhold reduceres under medvirkning af sulfatreducerende bakterier. Derfor kræver sulfat en konservering, der forhindrer bakterievækst, f.eks. lav temperatur og mørke.

Tabel 9.1 Anbefalinger vedrørende makroioner (konservering, emballering, filtrering og rengøring).

Parameter	Vask	Filtrering	Emballering	Konservering
Chlorid	Normal	-	glas, PE*	Nej
Sulfat	Normal	-	glas, PE*	lav temp., mørke
Fluorid	Normal	-	glas, PE*	Nej
Calcium	Syre(HNO ₃)	0,45µm	glas, PE*	HNO ₃ , pH<2
Magnesium	- "-	0,45µm	glas, PE*	- "-
Natrium	- "-	0,45µm	glas, PE*	- "-
Kalium	- "-	0,45µm	glas, PE*	- "-
Jern	- "-	0,1µm	glas, PE*	- "-
Mangan	- "-	0,1µm	glas, PE*	- "-

* PE = Polyethylenflasker

Alle kationer bør syrekonserves med salpetersyre til pH < 2. Vær opmærksom på at prøver der kræver filtrering, skal filtreres inden konservering.

9.2.3 Anbefalinger

I tabel 9.1 er de gennemgåede overvejelser samlet. Desuden er det vigtigt ved prøvetagning for uorganiske makroioner at være opmærksom på følgende:

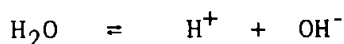
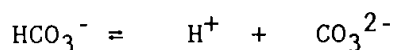
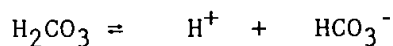
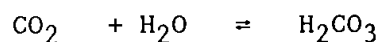
- o pas på kontaminering, specielt ved jern og mangan
- o undgå udfældningsreaktioner og ændringer i redoxforhold inden filtrering af prøver til analyse for kationer

9.3 TOTAL UORGANISK KULSTOF OG ALKALINITET.

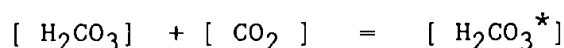
Dette afsnit behandler prøvetagning til analyse for total uorganisk kulstof (TUC). Der er først en kort gennemgang af carbonatsystemets grundligninger. Begreberne total alkalinitet og total uorganisk kulstof defineres.

9.3.1 Generelt

I et lukket system, hvor der ikke er nogle kontaktflader, som vandet kan reagere med, er der følgende ligevægte for vands og uorganisk kulstofs dissociation:



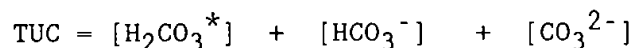
det gælder at:

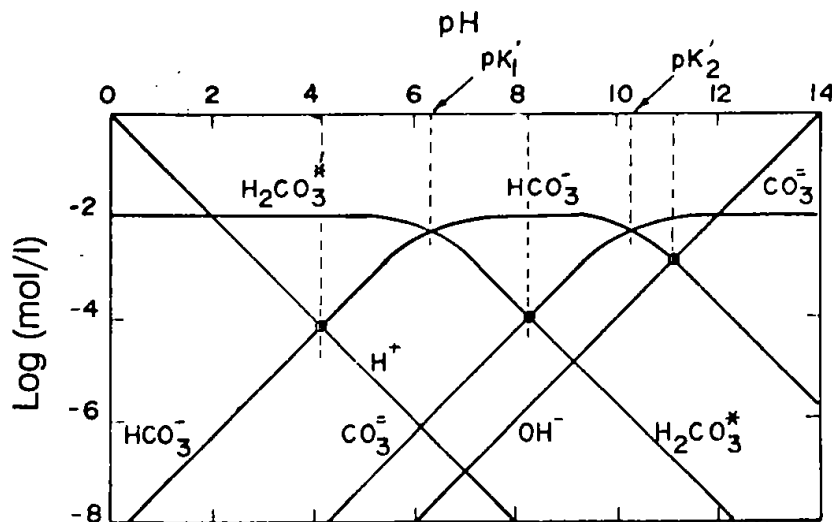


Ifølge Loewenthal & Marais (1976) er 99.74% af H_2CO_3^* på CO_2 form. Normalt skelnes derfor ikke mellem H_2CO_3^* og opløst CO_2 .

Ud fra ligevægtsforholdene kan fordelingen af karbonatsystemets komponenter beregnes som en funktion af pH, figur 9.1.

I forbindelse med beregninger er det bekvemt at indføre 2 begreber, nemlig total uorganisk kulstof og total alkalinitet. Total uorganisk kulstof er defineret som summen af karbonatsystemets 3 komponenter:





Figur 9.1 Fordelingen af karbonatsystemets komponenter afhængig af pH; TUC = 10^{-2} mol/l (Loewenthal & Marais, 1976).

Alkaliniteten er et mål for vandets evne til at optage syre for at opnå et givet pH. Alkaliniteten (TA) er defineret som:

$$TA = 2 \cdot [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

Ved vandprøver, hvor pH ligger i intervallet fra ca. 5,5-8 er hydrogencarbonat den dominerende ion, jf. figur 9.1. TA er således ca. lig indholdet af hydrogencarbonat, når der ikke er andre buffersystemer til stede. Hvis man ligeledes bestemmer pH, kan alle carbonatsystemets led bestemmes ud fra de grundlæggende ligevægte. Ved summering kan TUC derefter findes (se iøvrigt DS 253 og DS 256 for nærmere detaljer) .

Det er vigtigt at være opmærksom på, at andre buffersystemer kan spille ind, f.eks. opløst silikat, bor, ammonium, organiske baser, sulfider og phosphater (Stumm & Morgan, 1981).

9.3.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen

Rengøring

Flasker skal være normalt rengjort, d.v.s. normal laboratorieopvaskeprocedure.

Prøvetagning

I forbindelse med udtagning af vandprøver er der tre ting der har betydning for TUC bestemmelser. Det er risikoen for at få uønskede alkalinitetsændringer, udfældning/opløsning af calciumcarbonat og udveksling af kuldioxid mellem vand og luft.

Alkaliniteten kan ændres af alle reaktioner, hvor hydrogencarbonat, carbonat, hydroxidioner og brintioner indgår. I tabel 9.2 er nogle af de vigtigste reaktioner nævnt og deres påvirkning af alkaliniteten vist.

De processer man især skal være opmærksom på er oxidation og udfældning af jern og mangan, samt udfældning af calciumcarbonat.

Forudsætningen for at carbonatsystemets ligevægte er gældende er, at der er tale om et lukket system. Idet en vandprøve får kontakt med luften, kan der ske en udveksling af kuldioxid med atmosfæren. Der kan både være tale om udluftning og tilgang af kuldioxid, men problemet er størst med udluftning, da indholdet af kuldioxid i atmosfæren er meget ringe. Desuden kan prøven blive udsat for et tryktab, når den bringes til overfladen, hvilket mindsker opløseligheden af kuldioxid. Ligevægtskoncentrationen beregnes ved hjælp af Henrys lov.

Idet der undviger kuldioxid, vil karbonatsystemets ligevægte forrykkes. Der vil ske en pH-stigning. Det er derfor meget vigtigt, at pH måles inden denne undvigelse er sket. Afluftning af kuldioxid mindsker den totale uorganiske kulstofmængde, men alkaliniteten ændres ikke, idet kuldioxid er ukladet. Størrelsen af disse ændringer fremgår af tabel 9.2.

Tabel 9.2. Processer der påvirker alkaliniteten eller indholdet af total uorganisk kulstof, ændring i TA og TUC ved omdannelse af 1 mol/l (Stumm & Morgan, 1981) og (Harremoës et al., 1980)

Reaktion	Ændring i TA ekv/l	Ændring i TUC mol/l
Sulfid oxidation $\text{HS}^- + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	-1	0
Sulfat reduktion $\text{SO}_4^{2-} + 2\text{CH}_2\text{O} + \text{H}^+ \rightarrow 2\text{CO}_2 + \text{HS}^- + 2\text{H}_2\text{O}$	+1	2
Nitrifikation $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$	-2	0
Denitrifikation $\text{NO}_3^- + \frac{5}{6}\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow \frac{1}{2}\text{N}_2 + \frac{5}{6}\text{CO}_2 + \text{OH}^- + \frac{7}{6}\text{H}_2\text{O}$	+1	+5/6
Fotosyntese og respiration	Procesafhængig	Procesafhængig
Oxidation af Fe(II) til Fe(III) $\text{Fe}^{2+} + \frac{1}{4}\text{O}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	+1	0
Udfældning af Fe(III) $\text{Fe}^{3+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$	-3	0
Oxidation af Mn(II) til Mn(IV) $\text{Mn}^{2+} + \frac{1}{2}\text{O}_2 + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{Mn}^{4+} + \text{H}_2\text{O}$	+2	0
Opløsning af calciumcarbonat	2	+1
Udfældning af calciumcarbonat	-2	-1
Udluftning af kuldioxid	0	-1

Filtrering

Hvis vandprøven er uklar, kan det være nødvendigt at filtrere prøven inden bestemmelse af alkaliniteten, da partikler kan påvirke analysen. Filtreringen skal foregå hurtigt efter prøvetagningen, så der ikke er sket oxidation og udfældning af f.eks. jern. Det bedste er on-line-filtrering eller trykfiltrering ved hjælp af nitrogen gennem f.eks. 0,45 µm membranfiltre. Vakuumfiltrering er ikke velegnet på grund af risikoen for gennembobling af prøven.

Emballering

Der kan anvendes både polyethylen og glasflasker. I plastflasker kan der forekomme diffusion af kuldioxid, men det vurderes ikke at have særlig betydning for ændring af alkalinitet (som følge af udfældningsprocesser). Derimod kan diffusion af ilt gennem plastflasker have betydning, idet dette

kan lede til udfældning af jern og mangan. Ved høje indhold af jern og mangan og lave alkaliniteter, kan udfældningen lede til signifikante ændringer af alkaliniteten (se tabel 9.2).

Konservering

Der tilsættes ikke konserveringsmidler. Opbevaring ved 4°C foretrækkes. Dermed mindskes risikoen for udfældning af calciumcarbonat.

9.3.3 anbefalinger

På baggrund af ovenstående betragtninger anbefales følgende procedure ved prøvetagning for analyse af total uorganisk kulstof og alkalinitet.

- o der benyttes en optagningsmetode, der begrænser udluftning af kuldioxid under prøvetagning mest muligt
- o pH måles umiddelbart efter optagningen, allerbedst ved en on-line måling.
- o alkaliniteten bestemmes snarest muligt, helst i felten. Hvis dette ikke er muligt skal prøven hjemtages i en helt fyldt flaske. Flasken kan være af glas eller polyethylen, men glas er dog at foretrække
- o hvis filtrering er nødvendig, skal det være in-line-filtrering eller trykfiltrering med nitrogen, der foretages inden f.eks. udfældning af jern har fundet sted.

9.4. OPLØSTE GASSER

Dette afsnit behandler prøvetagning til analyse for opløste gasser. De gasser, som her er medtaget, er ilt, kuldioxid, svovlbrinte og methan, men de

nævnte principper kan i øvrigt anvendes generelt.

9.4.1. Generelt

De omtalte gasser forekommer hyppigt i grundvand og ofte i høje koncentrationer (mg/l). Deres tilstedeværelse og mængde er væsentlige karakteristika for det pågældende grundvand, og de er samtidig af afgørende betydning for, hvilke redoxforhold og hvilke kemisk/bakteriologiske omsætninger der kan forekomme i prøven.

9.4.2. Potentielle påvirkninger under håndteringen

Rengøring

Rengøringen er ikke kritisk for de opløste gasser. Normal laboratorieopvaskeprocedure samt rensning af feltudstyr med vand er tilstrækkelig.

Prøvetagning

Den væsentligste mulighed for fejl (tab/kontaminering) forekommer under prøvetagningen, idet gassernes opløselighed er meget afhængig af temperatur, tryk og pH. Endvidere er der en væsentlig fejlmulighed ved udveksling med atmosfærens ilt og kuldioxid. Da grundvandsmagasiner ofte er under tryk, vil den optimale prøvetagning af opløste gasser være en udtagning, som ikke ændrer på prøvens tryk, før den analyseres (se appendix 2). Da der kun findes få laboratorier, som kan håndtere prøver udtaget på denne måde, skal denne teknik ikke omtales yderligere. På grund af opløste gassers flygtighed, kan prøvetagningsmetoder som indebærer et vacuum ikke anvendes.

Følgende nævnes for de fire gasarter de vigtigste årsager til fejl.

Opløst ilt: Største risiko for kontaminering er kontakt med luftens ilt. Største risiko for tab er temperaturstigning i prøven. Ilts opløselighed falder kraftigt med stigende temperatur (50% fra 0-30°C), hvilket medfører mulighed for overmætning og efterfølgende afgang af ilten. Opløst ilt

kan alternativt analyseres i felten med en elektrode placeret i en on-line gennemstrømningsbeholder (se kapitel 6).

Opløst kuldioxid: Største risiko for kontaminering/tab er udveksling med luftens kuldioxid, samt trykændringers påvirkninger af karbonatsystemet (se afsnit 9.3).

Opløst svovlbrinte: Mulighed for tab på grund af svovlbrintes ringe opløselighed ved lave pH-værdier.

Opløst methan: Methan forekommer bl.a. i dybtliggende grundvand og opløseligheden er meget afhængig af trykket. Overmætning og afgasning kan derfor forekomme.

Prøver til analyse for opløste gasser udtages i glasflasker direkte fra gennemsigtig plastslange (materialet underordnet - dog ikke silikonegummi). Slangen føres til bunden af flasken og holdes under overfladen, medens flasken fyldes. Undgå luftbobler i prøveslangen. Lad flaskens volumen løbe over mindst to gange. Flasken lukkes omgående uden at indeslutte luftbobler. Opstår der luftbobler i prøveflaske som følge af afgasning, skal dette anføres i afrapporteringsskemaet, og en alternativ prøvetagningsmetode bør overvejes. NB. Flasker med luftbobler må ikke efterfyldes.

Filtrering, konservering og transport

Suspenderede stoffer har i praksis ingen betydning for opløste gasser, og da tab/kontaminering ikke kan undgås ved en evt. filtrering, må prøver til analyse for opløste gasser aldrig filtreres.

Straks efter prøvetagningen konserveres de gasser, som kan konserveres (ilt og svovlbrinte). Alle prøver opbevares koldt og mørkt og bringes til analyse hurtigst muligt.

9.4.3. Anbefalinger

- o fyld flasken ved at føre slangen ned i bunden af flasken, og lad vandet løbe ovenud i et stykke tid

- o udtag altid dobbeltprøver
- o undgå turbulens i prøveflasken
- o undgå luftbobler i prøveslangen
- o bring prøven til analyse hurtigst muligt (få timer)
- o undgå så vidt muligt at ændre prøvens temperatur
- o brug aldrig vacuumpumper
- o filtrer ikke prøven
- o følg prøvetagningsvejledningen i eksisterende DS foreskrifter:
Ilt (DS 277), svovlbrinte (DS 278/DS 280)) og kuldioxid (DS 235).

9.5 KVÆLSTOF

9.5.1 Generelt

I uforurennet grundvand forekommer ammonium og nitrit normalt kun i lave koncentrationer. Ammoniumindhold op til ca. 5 mg NH_4^+ /l ses dog naturligt i grundvand fra visse geologiske aflejringer (Miljøstyrelsen, 1984). Væsentlig højere ammoniumkoncentrationer ses i perkolat fra lossepladser.

Indholdet af nitrat i grundvand er meget varierende og generelt stigende bl.a. på grund af udvaskning fra landbrugsarealer. De højeste nitratkoncentrationer findes i overfladenære grundvandsmagasiner, samt under sandede jorde.

Ofte angives de forskellige kvælstofkomponenter i mgN/l. For at lette omregningen til specifikke kvælstofforbindelser, er der i tabel 9.3 anført omregningsfaktorer fra en forbindelse til en anden.

Tabel 9.3 Omregningsfaktorer for kvælstof-forbindelser

svarende til	mg NH_4^+	mg NO_2^-	mg NO_3^-	mg N
1 mg NH_4^+	1,00	-	-	0,78
1 mg NO_2^-	-	1,00	-	0,30
1 mg NO_3^-	-	-	1,00	0,23
1 mg N	1,29	3,29	4,43	1,00

9.5.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen

Rengøring

Prøveflasker bør så vidt muligt leveres fra analyselaboratoriet og skal forinden være rengjort ifølge almindelig laboratoriepraksis, dvs. maskin-opvask efterfulgt af afskylning i demineraliseret vand. Der må ikke benyttes ammoniumholdige rengøringsmidler.

Prøvetagning

Ved udtagning af prøver til bestemmelse af kvælstofkomponenter, er det meget vigtigt at undgå iltning af prøven. Ved tilførsel af ilt vil evt. tilstedeværende nitrificerende bakterier få mulighed for en biokemisk omdannelse af ammonium til nitrat med nitrit som mellemlid.

Ændringer i redox-forholdene i prøven kan medføre en kemisk omdannelse af nitrit til nitrat, og udfældning af jern og manganhydroxider. Hvorvidt udfældninger af jern- og manganhydroxider kan adsorbere kvælstofsforbindelser (primært ammoniumioner) er ikke undersøgt, men der kan her ligge en mulig fejlkilde.

Ved valg af prøvetagningsprincip er det af ovennævnte grunde vigtigt, at prøven ikke kommer i kontakt med atmosfærisk luft og derved bliver iltet.

Man bør endvidere være opmærksom på, at kontakt med luften også indebærer en kontamineringsrisiko med ammoniumforbindelser herfra.

Ved høje pH-værdier i grundvandet ($\text{pH} > 9$) vil ammoniak kunne afdampe og sugepumper bør her undgås.

Filtrering

Ved filtrering af prøver inden bestemmelse af ammonium må de ovennævnte mulige fejlkilder have i erindring. Filtrering bør således foretages, inden eventuelle udfældninger er dannet.

Erfaringer fra laboratorieforsøg har vist, at almindelige papirfiltre kan indeholde nitrit i varierende koncentrationer. Andre kvælstofforbindelser kan ligeledes forventes i filtre. Der bør tages højde for dette f.eks. ved

ennemskylning af filtre med demineraliseret vand inden brug, samt ved udførelse af blindprøve på filtre.

Emballering

Som prøvebeholdere benyttes enten glas eller plast, som bør udleveres af analyselaboratoriet.

Konservering

Da kvælstofforbindelserne er meget let omsættelige forbindelser, anbefales det, at prøven straks efter udtagning sættes koldt (4°C) og mørkt.

Analyseringen bør foretages hurtigst muligt og helst inden 5-6 timer efter prøveudtagning. Der må maksimalt gå 24 timer inden analysering.

Hvis det ikke er praktisk muligt at analysere indenfor ovennævnte tidsrum, kan prøven syrekonserves (evt. først på analyselaboratoriet). Det anbefales at konservere med 10 ml 4M H_2SO_4 pr. liter vandprøve. Herved opnås i de fleste tilfælde en pH-værdi under 2, hvilket indebærer at den

mikrobielle omsætning standses. Ved lave kvælstofkoncentrationer skal man være opmærksom på kontamineringsrisici i forbindelse med konserveringen. Alternativt kan der konserveres ved tilsætning af 1-5 mm³ thymolkrystal (C₁₀H₁₄O) til prøveflasken inden prøven kommer i. Derved undgås mikrobiel omsætning.

9.5.3 anbefalinger

På baggrund af den foregående gennemgang af usikkerheder omkring prøvetagning for kvælstofforbindelser kan følgende anbefales:

- o anvend prøveflasker af glas eller plast som i forvejen er rengjort af analyselaboratoriet.
- o prøvetagning kan foretages med de fleste pumpetyper, når blot prøven ikke iltes. Sugepumper anvendes ikke ved basisk grundvand (pH >9).
- o filtrering foretages inden udfældninger af jern og mangan er dannet. Filtre vaskes rene for kvælstofforbindelser inden brug.
- o prøver opbevares mørkt og koldt efter prøveudtagning og analyseres bedst samme dag.

9.6 PHOSPHAT

9.6.1 Generelt

Phosphat forekommer i grundvand i koncentrationer ned til få µg/l. Phosphat optræder normalt som orthophosphat (PO₄³⁻), komplekse phosphater (meta- og polyphosphat) og organisk bundet phosphat.

9.6.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen

Rengøring

Undgå brug af phosphatholdige rengøringsmidler. Vedrørende pumpeudstyrets rengøring henvises til afsnit 8.

Prøvetagning

Ved selve prøvetagningen er det vigtigt, at der ikke sker udfældningsreaktioner i prøven, som kan adsorbere eller medrive opløst fosfat. Dette sikres bedst ved at hindre ændringer i pH- og redox-forholdene.

Det anbefales at anvende en pumpetype, hvor prøven ikke kommer i kontakt med atmosfæren.

Filtrering

Filtrering bør ske hurtigst muligt og helst i forbindelse med prøvetagningen. Der benyttes 0,45 μm membranfilter i on-line eller trykfiltrering.

Resultater fra laboratorieforsøg viser, at filtre kan indeholde fosfor i mængder, der påvirker grundvandsanalyser. Det er derfor vigtigt at anvende filtre af et relativt inert materiale (f.eks. celluloseacetat), som skylles grundigt i vand inden anvendelse, (Grasshof et al., 1983).

Filtrene bør ligge i destilleret vand i mindst et døgn inden brug for at udvaske eventuelt fosfat (50 filtre pr. 2 l vand).

Emballering

Både glas og plast kan anvendes til emballering af prøven. Plast er dog ikke anvendeligt som emballage ved meget lavt indhold af fosfat, idet der sker en adsorption af fosfat.

Konservering

Da fosfat er et næringsstof for mikroorganismer, er det meget vigtigt at hindre mikrobiel vækst i prøver, også i prøver, som analyseres efter kort tid (timer).

I DS 291 og 292 foreskrives en umiddelbar konservering af prøven med 1 ml 4M H_2SO_4 pr. 100 ml prøve. Denne konservering kan anvendes, når der skal bestemmes total fosfor eller orthofosfat-fosfor fra orthofosfat og komplekse phosphater. Konservering med svovlsyre giver mulighed for en overestimering af orthofosfat på grund af hydrolyse af labile polyphosphat-forbindelser. Ønskes indholdet af orthofosfat bestemt, bør analysen derfor foretages på ukonserverede (udover nedkølede) prøver, få timer efter prøvetagningen.

Generelt kan det anbefales at opbevare prøver koldt (4°C) umiddelbart efter prøvetagning.

9.6.3 Anbefalinger

I det foregående er gennemgået en række forhold, der kan bevirke en over- eller underestimering af fosfatindholdet. Det skal imidlertid fremhæves, at selvom det i særlige forskningsmæssige sammenhænge vil være yderst væsentligt at bestemme fosfat-indholdet helt eksakt, vil det i de fleste prøvetagningssituationer ikke være nødvendigt.

Følgende anbefales ved prøvetagning til fosfatanalyse, hvor der ikke forlanges absolut præcision:

- o anvend prøveflasker af glas eller plast, der er rengjort af analyselaboratoriet. Ved specielt lave fosfatindhold bør glasflasker benyttes
- o skyl al prøvetagningsudstyr grundigt
- o prøvetagningen foretages med en pumpetype, som ikke bringer prøven i direkte kontakt med atmosfæren

- o ved filtrering anvendes 0,45 μm filtre, der er udvasket for phosphat
- o der anvendes syrekonservering som standard
- o foretag phosphatanalysen så hurtigt som muligt. For orthophosphat samme dag.

9.7 SPORMETALLER

9.7.1 Generelt

Dette afsnit beskriver egnede metoder til prøvetagning af grundvand med henblik på bestemmelse af spormetalkoncentrationer. Stoffer, der normalt betegnes som spormetaller vil være omfattet af dette afsnits anbefalinger.

Indhold af spormetaller i grundvand er normalt for de fleste spormetaller meget lavt, dvs. under ppb-niveau. Dette stiller naturligvis krav til følsomheden af de anvendte analysemetoder, dersom man er interesseret i at bestemme koncentrationen i dette lave område. Derudover må der tages vidtgående hensyn til de store kontaminerings- og tabsrisici, der er under hele proceduren fra prøvetagning til analyse, for at få et reelt kendskab til det naturlige baggrundsindhold.

De, i det følgende beskrevne forhold og anbefalinger, er således opstillet med baggrund i at minimere de fejlmuligheder der kan ligge i prøvehåndteringen, og som er speciel vigtige dersom undersøgelse af grundvand for spormetaller på baggrunds niveau, ønskes gennemført.

Såfremt indhold af spormetal i prøver på baggrunds niveau ønskes bestemt, bør prøvehåndtering såvel som analyse for de fleste spormetaller foregå i separate lokaler, hvor der er etableret overtryk og reduceret partikelindhold ved indblåsning af HEPA-filtreret luft. Prøvehåndtering kan eventuelt foregå i clean bench.

9.7.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen

I forbindelse med prøveudtagning af grundvandsprøver, der ønskes analyseret for indhold af spormetaller, er der risiko for forurening af prøverne, lige såvel som der er risiko for tab af spormetaller. Generelle prøvetagningsvejledninger, der omfatter udtagning af grundvandsprøver med henblik på analyse af spormetaller, er udarbejdet i forskellige sammenhænge (Bergman et al., 1986, Barcelona et al., 1985, ISO, 1988, Berg et al., 1984 Collins et al., 1988 og EPA, 1983).

Rengøring

Prøveflasker rengøres mest hensigtsmæssigt af det laboratorium, der skal forestå analysen. Ved udtagning af prøver til analyse af spormetal på lavt niveau (grundvandsprøver) fordres en speciel rengøringsprocedure, som er beskrevet i appendix 7.

Stillingtagen til nødvendig rengøringsprocedure i den konkrete situation afhænger i høj grad af de udvalgte spormetaller og af deres koncentrationniveau. Under alle omstændigheder bør der foretages analyse af et antal blindprøver, der afspejler afgivelse fra anvendte beholdere i den konkrete situation (se iøvrigt kapitel 10).

Filtre kan rengøres i fortyndet saltsyre (1-4 mol/l) i et døgn efterfulgt af skylning med renest muligt vand. Filterholdere bør vaskes tilsvarende prøvetagningsbeholdere.

Alt rengjort udstyr bør opbevares i plastpose inden anvendelsen.

Alt andet feltudstyr (plast), der kommer i direkte kontakt med prøven, bør tilsvarende renses med syre og vand inden ibrugtagning, såfremt det er praktisk gennemførligt.

Prøvetagning

Pumpeudstyrets påvirkning af spormetalindholdet i grundvandsanalyser kan opdeles i 3 områder:

- pumpeprincip

- pumpematerialer
- slange eller andet prøveoverførselsmateriale

Vedrørende slange- og pumpematerialer henvises til kapitel 3 vedrørende materialevalg. Slanger udført af teflon, polyethylen eller polypropylen, kan generelt anbefales. Spormetaller kan dog adsorberes til plastoverflader og dette kan medføre en underestimering af spormetalindholdet, foruden en fare for krydskontaminering pga. mangelfuld rengøring.

Vedrørende pumpeprincipper er der i tabel 9.4 givet en oversigt over disses anvendelighed ved spormetalanalyse, samt kritiske forhold og eventuelle løsningsforslag.

Følgende forhold er kritiske ved prøvetagningen:

- krydskontaminering
- ændring i redoxforhold og pH, som bl.a. kan føre til jernudfældning
- afsmitning fra pumpeudstyret

Der er et generelt problem omkring borer, hvor iltning af vandet omkring filteret medfører udfældning af blandt andet jernhydroxider. Disse vil dels kunne meddrive spormetaller ved udfældningen, dels kan spormetaller sorberes til de udfældede forbindelser. Der kendes endnu ingen løsning af dette problem.

Under prøveudtagningen og i forbindelse med overførsel af prøven til prøvetagningsbeholderen vil der, såfremt prøven har et højt indhold af jern ske udfældning af jernhydroxider. Såfremt prøven ellers er partikelfri, opløses denne udfældning ofte under den senere syrekonservering, og filtrering kan i mange tilfælde undgås. Er man i tvivl vedrørende arten af partikler i prøven, er det hensigtsmæssig at udtage dels en filtreret og dels en ufiltreret prøve.

Det kan altid anbefales at checke pumpeudstyret for spormetalafgivelse, når prøvevandet kommer i direkte forbindelse med pumpen. Smøremidler

Tabel 9.4 Prioriteringer af pumpeprincipper.

PUMPEPRINCIP	ANVENDELIGHED VED PRØVETAGNING	KRITISKE FORHOLD, LØSNINGSFORSLAG
Vandhenter, sprøjteprøvetagere	Meget gode, udført i inerte materialer	Krydskontaminering, anvend én vandhenter pr. boring
Centrifugalpumper	Gode, udført i inerte materialer	Kan ændre redoxforholdene ved høje pumpeydeler. Forurening fra smøremidler.
Membranpumper	Gode, udført i inerte materialer	Lav ydelse i dybe boringer.
Spiralrotorpumpe	Anvendelige, udført i inerte materialer	Kan ændre redoxforholdene.
Stempelpumper	Anvendelig i dobbelkammermodel	Mulighed for afgivelse af spormetaller
Montejuspumper	Anvendelige, udført i inerte materialer og med nitrogen som drivgas	
Sugepumper	Dårlige	Ændrer pH- og redoxforholdene.
Mammutpumpe, ejektorpumpe	Uanvendelige	Ændrer pH- og redoxforholdene.

indeholder ofte spormetaller i høje koncentrationer (mg/l). Ved anvendelse af eksisterende vandforsyningsboringer til monitoringsboringer skal der tages fornøden hensyn til, at der i ældre boringer næsten altid er anvendt jernrør til udbygningen.

Filtrering

Såfremt forholdene er optimale, udtages prøver, der ikke kræver filtrering, da al filtrering indebærer risiko for kontaminering. Filtrering af prøver af grundvand er påkrævet, såfremt prøverne ikke er partikelfrie. Denne filtrering bør foregå snarest muligt efter prøvetagningen; idet eventuel udfældning af jern- og manganhydroxider vil medføre medudfældning af spormetaller i større eller mindre udstrækning.

On-line filtrering i felten er at foretrække, således at filtratet samles op direkte i prøvetagningsflasken.

De mest anvendte filtre til filtrering af grundvand er 0,45 μm polykarbonatmembranfiltre, der har lille tilbageholdelse af spormetaller. Ved anvendelse af engangsfilterholdere minimeres kontamineringen ved håndteringen af filtrene. Den første prøvemængde, der passerer filtret, kasseres.

Det anbefales ved hver prøvetagning, der medfører filtrering, at udføre en blindfiltrering med den valgte filtertype.

Emballering

Valg af prøveflasker skal altid diskuteres med analyselaboratoriet inden prøvetagningen. Normalt vil laboratoriet foretrække at levere prøveflasker.

Flasker af ufarvet PEL, polypropylen eller teflon med låg af samme materiale uden pakninger kan anvendes. Dog skal prøver for analyse af kviksølv udtages i flasker af borosilikatglas eller kvarts, pga. dette materiales mindre gennemtrængelighed for luftarter (her Hg-damp).

Prøvemængden vil afhænge af antal spormetaller, der ønskes analyseret samt af analysemetoder, og skal aftales med laboratoriet.

Med henblik på eventuel prøvetagning af grundvand med lavt indhold af spormetaller foretrækker visse laboratorier at udlevere prøveflasker i dobbelt lag plastposer. Disse må ikke fjernes fra flasken, men skal forsigtigt åbnes og lukkes igen efter endt prøveudtagning. Den yderste plastpose fjernes ved ankomst til laboratoriet. Derved undgås, at jord etc. fra prøveudtagning og transport føres ind i laboratoriet. Den inderste plastpose beskytter mod støvpartikler indtil analyse.

Under alle omstændigheder skal prøven under transporten til laboratoriet beskyttes i plastpose.

Konservering

Normalt ses for spormetaller en stigning i sorption til flaskeoverflade eller partikler med stigende pH. For at undgå dette skal prøverne tilsættes syre til pH 1-2 med koncentreret HNO_3 eller HCl . Syrens renhed er særdeles afgørende for analysedetektionsgrænsen. Der skal anvendes renest mulige kvalitet af syre (suprapur eller kvartsdestilleret). Der bør anvendes syrevaskede polypropylenspidser ved syredosering.

Mængde tilsat syre skal altid noteres. Normalt vil 2-3 ml syre/l prøve være tilstrækkelig. For at stabilisere kviksølvindholdet i vand for længere tid bør pH være < 1 , og oxidationsmiddel kan eventuelt tilsættes (5 ml dichromat-salpetersyreopløsning (2 g/l) pr. 100 ml prøve). Dette skal dog forud aftales med analyselaboratoriet.

Konserveringen kan foregå på forskellige tidspunkter. Syren kan tilsættes til prøveflasken før prøvetagningen. I så fald bør man være opmærksom på, at den koncentrerede syre kan forårsage yderligere metaludvaskning fra prøveflasken.

Syren kan tilsættes i felten umiddelbart efter prøvetagningen. På grund af ofte svære arbejdsbetingelser risikeres herved kontaminering af både syre og prøve.

Endelig kan syren tilsættes ved ankomsten til laboratoriet, såfremt det sker inden for få timer fra prøvetagningen. Ideelt bør syren tilsættes i RENT RUM (eventuelt i clean bench), såfremt det drejer sig om grundvandsprøver på baggrundsniveau.

Såfremt konservering er foretaget i laboratoriet, bør prøven henstå mindst 1-2 døgn før analyse med henblik på desorption fra overfladen.

9.7.3 anbefalinger

Udtagning af grundvandsprøver med henblik på analyse for spormetaller bør gennemføres under hensyntagen til risikoen for forurening af prøverne såvel som tab af prøvernes faktiske indhold af spormetal.

Prøvetagning bør optimalt planlægges at:

- o anvende materialer i kontakt med vandprøverne, der betegnes som velegnede i tabel 3.3
- o benytte prøveflasker rengjort af analyselaboratoriet. For undersøgelser på baggrundsniveau bør rengøringsproceduren beskrevet i appendix 7 følges
- o udføre prøvetagningen af vandprøver ved hjælp af udstyr betegnet som gode eller anvendelige i tabel 9.4
- o udtage partikelfri vandprøver uden behov for filtrering
- o konservere prøverne som anført i afsnit 9.7.2.

9.8 ORGANISKE STOFFER

9.8.1 Generelt

Analysemetoder til bestemmelse af organiske stoffer i vandprøver kan generelt opdeles i 3 hovedgrupper:

- specifikke analyser til kvantificering af kendte organiske stoffer
- uspecifikke analyser til kvantificering af en gruppe af organiske stoffer, gruppe- eller samleparametre
- screeningsmetoder til identifikation og evt. semikvantitativ bestemmelse af ukendte organiske stoffer.

De hyppigst benyttede specifikke analyseparametre i forbindelse med grundvandsundersøgelser er samlet i tabel 9.5. I tabellen er tillige anført almindelige analysemetoder og sædvanligvis opnåede detektionsgrænser for metoderne.

Tilsvarende oplysninger om gruppe- eller samleparametre er vist i tabel 9.6.

Foruden parametre som organisk kulstof og organisk halogen benyttes traditionelt en række andre parametre ved grundvandsundersøgelser. Kaliumpermanganattallet (IK, COD_{Mn}) bestemmes generelt i drikkevand og analyse for kemisk iltforbrug med dichromat (COD_{Cr}), biokemisk iltforbrug (BOD_5), samt phenoltalsbestemmelse indgår ofte i forureningsundersøgelser. Detergentanalyser er ligeledes taget i anvendelse i forbindelse med grundvandsundersøgelser, særlig når risiko for nedsivning af spildevand ønskes vurderet.

Screening af forurenede grundvandsprøver med hensyn til identitet og niveau af organiske stoffer foretages i reglen ved gaskromatografi kombineret med massespektrometri (GC-MS). Den laveste koncentration af enkeltstoffer, der kan påvises og identificeres, vil for metoden i dens hyppigst benyttede udformning være omkring $1 \mu\text{g/l}$. Der påvises såvel naturligt forekommende, som miljøfremmede stoffer, idet der dog er en række stofgrupper, der ikke medbestemmes ved GC-MS.

9.8.2 Potentielle påvirkninger under håndteringen

I forbindelse med håndtering af grundvandsprøver, der skal analyseres for organiske stoffer, er der risiko for såvel forurening af prøver med udefra kommende stoffer, som for tab af prøvers egentlige indhold. Generelle oversigter og prøvetagningsvejledninger omfattende herunder udtagning af vandprøver med henblik på analyse for organiske stoffer er derfor udarbejdet i flere tilfælde (Scalf et al., 1981, Pettyjohn et al., 1981, Gillham et al., 1983, Nielsen & Yeates, 1985, Christensen et al., 1985, Cherry, 1986, Gedda & Ejdeling 1987 og ISO, 1988). En særlig grundig gennemgang gives af Barcelona et al. (1985a).

Rengøring

Prøveflasker leveres som hovedregel af det laboratorium, der skal udføre analyserne på de udtagne prøver. Derved sikres det, at rengøring af

Tabel 9.5 Analyseparametre til bestemmelse af organiske stoffer hyppigt benyttet i grundvandsundersøgelser, modificeret efter Schultz, 1986 og Miljøstyrelsen, 1987.

ANALYSE- PARAMETER	TYPE AF STOFFER OMFATTET AF ANALYSEN	ALMINDELIGE ANALYSEMETODER	SÆDVANLIG DETEKTIONSGRÆNSE
Chlorerede aliphater	Chlorerede opløsnings- midler, eks.: trichlor- ethylen, tetrachlorethylen	GC ¹	0.01 µg/l
Polære opløs- ningsmidler	Opløsningsmidler blandbare med vand eller stærkt vand- opløselige, eks.: acetone, methanol, methylenchlorid	GC	0.1 µg/l
Flygtige aromater	Aromatiske benzin- og olie- komponenter, samt aromatiske opløsningsmidler, eks.: benzen, toluen	GC	0.01 µg/l
Aliphatiske kulbrinter	Aliphatiske benzin- og olie- komponenter, eks.: octan, decan	GC	0.01 µg/l
Polycykliske aromatiske kulbrinter	Komponenter i tjære, eks.: naphthalen, pyren	HPLC ² , GC	0.0001-0.01 µg/l
Phenoler	Phenol og alkylphenoler fra tjære, industriaffald eller lossepladser, eks.: phenol, xylener	GC, HPLC	0.01-0.1 µg/l
	Chlorerede phenoler fra træ- imprægneringsmidler eller som nedbrydningsprodukter af visse bekæmpelsesmidler, eks.: penta- chlorphenol, 4-chlor-2-methylphenol		
Phenoxytyrer	Bekæmpelsesmidler, eks.: 2,4-D, MCFA	GC	0.01-0.1 µg/L

¹: gaskromatografi

²: højtryks-væskerkromatografi

Tabel 9.6 Gruppeparametre til bestemmelse af organiske stofgrupper hyppigt benyttet i grundvandsundersøgelser (modificeret efter Grøn & Tolley, 1988).

ANALYSE- PARAMETER	TYPE AF STOFFER OMFATTET AF ANALYSEN	ALMINDELIGE ANALYSEMETODER	SÆDVANLIG DETEKTIONSGRÆNSE
Ikke-flygtigt organisk kulstof, NVOC	Naturligt forekommende organiske stoffer, perkolat- og spildevandskomponenter etc., eks.: humus, phenoler	Oxidation og IR-måling af dannet CO ₂	0.1-1 mg C/l
Flygtigt organisk kulstof, VOC	Letfordampelige organiske stoffer af naturlig og af miljøfremmed oprindelse, eks.: methan, benzinkomponenter, opløsningsmidler	Afblåsning af flygtige forbindelser, oxidation og IR-måling af dannet CO ₂	0.05-0.5 mg C/l
Adsorberbart organisk halogen, AOX	Primært miljøfremmede, chlorerede stoffer af typer: chlorerede opløsningsmidler, trihalomethaner, chlorphenoler, chlorpesticider, chloringsprodukter af organiske stoffer, eks.: trichlorethylen, 2,4,6-trichlorphenol, 2,4-D, atrazin	Adsorption på kul, afbrænding og coulometrisk måling af dannet hydrogenhalogenid	1-5 µg Cl/l
Flygtigt organisk halogen, VOX	Letfordampelige, halogenerede, miljøfremmede organiske stoffer som chlorerede opløsningsmidler, trihalomethaner m.v., eks.: trichlorethylen, chloroform	Afblåsning af flygtige forbindelser, afbrænding og coulometrisk måling af dannet hydrogenhalogenid	0.5-20 µg Cl/l
Ekstraherbart organisk halogen, EOX	Apolære (fedtopløselige), halogenerede miljøfremmede organiske stoffer af typer: chlorphenoler, chlorpesticider, PCB'er, eks.: 2,4,6-trichlorphenol, aldrin, 2,4-D, atrazin	Ekstraktion med organisk opløsningsmiddel, afbrænding og coulometrisk måling af dannet hydrogenhalogenid	0.5 µg Cl/l

flaskerne er foretaget under hensyntagen til de kendte risici for prøveforurening for de aktuelle analyseparametre.

For glasudstyr bør rengøringsproceduren for såvel nye flasker, som for tidligere benyttede flasker som minimum omfatte: maskinopvask med laboratorieopvaskemiddel, gentagne skylninger med fortyndet salpetersyre og med rensed vand, tørring og udglødning ved 450°C i 18 timer. Der medbringes prøveflasker til dagens feltarbejde, og ikke benyttede flasker returneres til analyselaboratoriet.

Feltudstyr kan tilsvarende renses i laboratoriet, mens afvaskning med vand eller dampspulning kan foretages i felten. Mest hensigtsmæssigt rengøres tilstrækkeligt udstyr i laboratoriet til en dags feltarbejde, således at feltrengøringen reduceres til det mindst mulige. Feltrensning med brug af detergenter eller organiske opløsningsmidler må ikke finde sted. Den valgte metode til rensning af feltudstyr bør diskuteres med analyselaboratoriet.

Prøvetagning

Når vandprøver bringes i kontakt med uhensigtsmæssige materialer, er der væsentlig risiko for prøveforurening med organiske stoffer.

Koncentrationen af enkeltstoffer op til ca. 10 mg/l og af organisk stof under ét op til ca. 30 mg C/l kan optræde som følge af prøveforurening (afsnit 3.5 og appendix 1).

Blødgøringsmidler (eks.: phthalater) og opløsningsmidler (eks.: tetrahydrofuran) er de hyppigst forekommende og mængdemæssigt mest betydende prøveforureningskomponenter. Stabilisatorer, farvestoffer og antioxidant er andre grupper af organiske stoffer, der omfatter en lang række enkeltstoffer, og som kan frigives til en vandprøve fra uhensigtsmæssige materialer.

Organiske stoffer kan tabes fra en vandprøve ved absorption i plastmaterialer, ved adsorption til eksempelvis glasoverflader og ved diffusion igennem plastmaterialer.

Tabet ved uhensigtsmæssigt valg af materialer til forerør eller pumpe-slanger ses typisk på niveau 10-15%, idet dog et næsten fuldstændigt tab kan optræde ved lave koncentrationer (<1 µg/l). Ved anvendelse af uhensigtsmæssige

beholdermaterialer risikeres et næsten fuldstændigt tab af organiske stoffer også på højere koncentrationsniveau (afsnit 3.5 og appendix 1).

I kapitel 3 og i appendix 1 er detaljeret angivet de faktorer, der har betydning ved valg af velegnede materialer i forbindelse med håndtering af grundvandsprøver.

Det optimale valg vil være at benytte forerør af rustfrit stål, slangemateriale af teflon og beholdere af glas. Hvis andre materialer ønskes benyttet, skal fejlmuligheder som følge af det ikke-ideelle materialevalg medinddrages i fortolkningen af de opnåede analyseresultater. Iøvrigt bør anbefalingerne i afsnit 3.5 følges, ligesom de angivne faktorer af betydning for prøveforurening og tab af prøvekomponenter tages i betragtning under planlægningen af den enkelte prøvetagning.

I forbindelse med prøvetagningen af en grundvandsprøve kan et minimalt tab af flygtige organiske indholdsstoffer ved fordampning næppe undgås. I hvilket omfang ikke-flygtige typer af organiske stoffer kan tabes ved andre fysisk-kemiske mekanismer (pH-ændringer, redoxskift m.v.), udover ved adsorption til materialeoverflader (afsnit 3.5 og appendix 1), er mangelfuldt belyst. Et sådant tab vurderes dog indtil videre at være af begrænset betydning. Muligheden for medudfældning af organiske stoffer kan imidlertid ikke afvises i forbindelse med udfældning af uorganiske stoffer som følge af ændrede redoxforhold efter prøvetagning.

Risikoen for fordampning er afhængig af de enkelte organiske stoffers egenskaber og kan vurderes udfra talstørrelsen H , Henry's lov-konstanten som beskrevet i appendix 3. Blandt de flygtige organiske stoffer kan særligt nævnes methan, kulbrinter og chlorerede opløsningsmidler.

Med udgangspunkt i en række undersøgelser er i tabel 9.7 samlet nogle faktorer, som er af betydning for fordampningstab af flygtige organiske forbindelser ved udtagning af grundvandsprøver.

Tabet af flygtige forbindelser ved fordampning under prøvetagningen andrager typisk op til ca. 20% for koncentrationer større end ca. 100 $\mu\text{g/l}$. Det relative tab kan være højere ved lavere koncentrationer (appendix 3).

De foretagne sammenlignende undersøgelser af forskellige udstyrstyper har omfattet en række prøvetagningsprincipper (se appendix 2):

- vandhenter
- peristaltisk pumpe
- centrifugalsugepumpe
- centrifugaldykpumpe
- spiralrotorpumpe
- membranpumpe
- stempelpumpe
- inertipumpe
- montejustpumpe
- mammutpumpe

Resultaterne af undersøgelserne er ikke éntydige, idet samtlige prøvetagningsmetoder enten er påvist at være fejlbehæftede ved én eller flere undersøgelser, eller er mangelfuldt undersøgt. Membranpumpen må karakteriseres som den prøvetagningsmetode, hvor anvendelse under opnåelse af minimalt fejlbehæftede resultater er bedst dokumenteret. Prøvetagning ved hjælp af centrifugaldykpumpe eller spiralrotorpumpe, stempelpumpe, montejustpumpe eller inertipumpe synes at kunne anvendes med begrænset tab til følge; også for flygtige organiske stoffer, men de gennemførte undersøgelser er ikke tilstrækkelige til at berettige en egentlig anbefaling. Vandhenteren antages indtil videre også at kunne benyttes uden betydelig tab af flygtige forbindelser, men med en betydelig usikkerhed på prøvetagningen til følge. For sugepumper af centrifugaltypen eller af den peristaltiske type må forventes et tab af flygtige forbindelser og en forøget usikkerhed på prøvetagningen.

forbindelse med udtagning af grundvandsprøver indeholdende flygtige organiske forbindelser må det tilrådes, at

- særlig varsomhed udvises, når lave koncentrationer af meget flygtige stoffer skal findes, og når grundvandet er dybtliggende evt. med højt indhold af gasser

Tabel 9.7 Faktorer af betydning for tab af flygtige organiske stoffer ved fordampning fra vandprøver i forbindelse med prøvetagning (modificeret efter Lyman et al., 1982, Ho, 1983, Pankow, 1986, Albanese et al., 1987 og Gosset et al., 1987).

LILLE RISIKO FOR FORDAMPNING	STOR RISIKO FOR FORDAMPNING
Høj koncentration af flygtige stoffer	Lav koncentration
Lille værdi af H for organiske indholdsstoffer	Stor værdi af H
Lav temperatur af prøven	Høj temperatur
Lav ionstyrke i prøven	Høj ionstyrke
Kort effektiv kontakttid imellem luft og vand	Lang effektiv kontakttid
Lille rumfang luft i kontakt med vandprøven	Stort rumfang luft i kontakt med vandprøven
Ingen afgasning fra vandprøven under udtagning og forbehandling	Kraftig afgasning fra prøven
Lav pumpehastighed	Høj pumpehastighed
Rolig strømning af prøver under udtagning	Prøvetagning medførende turbulente forhold
Lille løftehøjde	Stor løftehøjde

- kontakten imellem vandprøve og luft minimeres
- trykforandringer for vandprøven begrænses mest muligt
- det ved oppumpning benyttes lav pumpehastighed, idet pumpens ydelse sænkes uden neddrøsling, da dette kan give turbulens med deraf øget mulighed for afgasning

Under prøvetagningen skal en pumpes ydelse sænkes, indtil en konstant vandstrøm uden luftbobler kan tilledes prøveflasken. Flasken skylles og fyldes

derefter fra bunden, idet den bringes til at løbe over, indtil 1-2 gange flaskerumfanget er udskiftet.

Fra dykpumper med stor ydelse kan en ubeluftet delstrøm udtages ved at opskyde et stykke af en teflonslange, 10 mm i.d., i pumpens afgangsslange. For vandhenter foretages overførelsen til flaske ved at montere teflonslange på vandhenterens udgang og overhælde herigennem uden beluftning.

Det skal bemærkes, at en lang række "eksotiske" opbringelsesmetoder særligt udviklet til bestemmelse af flygtige organiske stoffer er beskrevet (Gillham & Johnson, 1981, Gillham, 1982, Pankow et al., 1984, Johnson et al., 1987). Disse metoder kræver særlig ekspertise i forbindelse med prøvetagningen og vurderes derfor ikke at være generelt velegnede (se appendix 2).

For eksisterende vandforsyningsboringer gælder, at prøvetagning bør foretages fra råvandshane installeret umiddelbart efter pumpe og altid før eventuel vandbehandling og trykbeholder. Prøven tappes på flasken ved montering af teflonslange på hanens studs og fyldning af flasken som beskrevet ovenfor.

Vandforsyningsboringer forsynet med centrifugaldykpumper vurderes som velegnede til prøvetagning med henblik på analyse for organiske stoffer. Ejektorpumper og sugepumper er ikke velegnede, og bør særlig undgås ved udtagning af prøver til analyse for flygtige forbindelser.

Filtrering

Grundvandsprøver bør ideelt set være partikelfrie ved udtagelsen. Ved efterfølgende analyser for organiske stoffer bør den totale prøve med eventuelt senere udfældninger (eks.: jern- og manganhydroxider) medtages. Ved enkelte analysemetoder er partikelfri vandprøve en nødvendighed. Sådanne analyser bør gennemføres på centrifugeret eller filtreret prøve snarest muligt efter prøvetagningen.

Når prøvetagning sker fra boringer, hvor partikelfri prøver ikke kan opnås, bør prøverne trykfiltreres on-line direkte i prøveflasken. Trykfiltrering på fritstående enhed i felten eller hurtig transport til laboratoriet hvor

centrifugering/trykfiltrering udføres kan benyttes som mindre velegnede alternativer.

Filtrering foretages på filtre med 0,45 μm porevidde, hvor såvel adsorption, som afgivelse af organiske stoffer er undersøgt.

Emballering

Vandprøver til analyse for organiske stoffer udtages som hovedregel i glasflasker. For enkelte analyseparametre (eksempelvis aniondetergenter) kan andre flasketyper være det bedste valg.

Prøveflasker skal være forsynet med teflonindlagt skruelåg eller med sleben glasprop. Skruelåg med beskadigelser skal kasseres, og for glaspropper må slibfedt ikke benyttes. Glaspropper kan fastgøres med særlige klemmer eller kan fastgøres med "parafilm".

Valg af prøveflasker skal altid diskuteres med analyselaboratoriet inden prøvetagningen. Laboratoriet vil som hovedregel foretrække, at laboratoriets egne flasker benyttes til aftapning af prøver.

Der kan ikke gives generelle retningslinier for prøvemængden for de enkelte analyseparametre, idet forskellige analysemetoder og krav til analysedetektionsgrænser kan betinge varierende nødvendige prøvemængder. I tabel 9.8 er givet eksempler på nødvendige prøvemængder for en række analysevariable.

Konservering

For de fleste analyseparametre til bestemmelse af organiske stoffer i vandprøver er den væsentligste forholdsregel med henblik på at sikre prøvernes integritet, at opbevaringstiden holdes så kort som muligt. Prøverne opbevares i reglen ved 1-5°C. Tab af flygtige forbindelser ved fordampning modvirkes ved altid at fylde prøveflasken helt, således at der ikke er luft over prøven (ingen head-space). Prøver til analyse for ikkeflygtige organiske stoffer kan om nødvendigt opbevares nedfrosne. Tilsætning af konserveringsmidler foretages generelt kun for enkelte analyseparametre.

Tabel 9.8 Sædvanlige prøvemængder for prøver til analyse for organiske stoffer

ANALYSEPARAMETER	NØDVENDIG PRØVEMÆNGDE
NVOC	50 ml
VOC	50 ml
AOX	250-1000 ml
VOX	50-1000 ml
EOX	1000 ml
Chlorerede opløsningsmidler	2 x 100 ml
Polære opløsningsmidler	100 ml
Flygtige aromater	2 x 1000 ml
Aliphatiske kulbrinter	1000 ml
Polycykliske aromatiske kulbrinter	2500 ml
Phenoler	1000 ml
Phenoxysyrer	1000 ml
GC-MS-screening	1000-5000 ml

Nogle eksempler er anført i tabel 9.9.

Konservering af vandprøver til analyse for organiske stoffer tilsigter primært at hæmme den mikrobielle omsætning af stofferne. Tab af organisk stof ved okkerudfældninger kan modvirkes ved salpetersyretilsætning, idet okkeren genopløses herved. For stærkt humusholdige prøver kan syretilsætning medføre udfældning af humussyrer. Miljøfremmede organiske stoffer kan medudfældes ved humusudfældningen.

Eventuel prøveforbehandling, -opbevaring og -holdbarhed skal altid aftales med analyselaboratoriet.

9.8.3 anbefalinger

Udtagning af grundvandsprøver med henblik på analyse for organiske stoffer bør gennemføres under hensyntagen til risikoen for såvel forurening af prøverne, som for tab af prøvernes indhold af organiske stoffer.

Tabel 9.9 Hyppigt benyttede konserveringsmetoder for prøver til analyse for organiske stoffer.

ANALYSEPARAMETER	KONSERVERINGSMÅDE
NVOC	2 ml koncentreret mineral-syre (salpetersyre, saltsyre eller phosphorsyre; afhængig af laboratorium) per L prøve til pH <2
AOX	2 ml koncentreret salpetersyre per L prøve til pH <2
Phenoler, phenoxysyrer	4N svovlsyre til pH < 2
Polycykliske aromatiske kulbrinter	Ekstraktionsmiddel til-sættes prøveflaskerne i forbindelse med prøvetagningen.

Optimalt bør en prøvetagning derfor planlægges at:

- o benytte materialer rengjort på analyselaboratoriet og leveret direkte til den enkelte prøvetagningsopgave
- o anvende materialer i kontakt med vandprøverne, der betegnes som "velegnede" i tabel 3.6.
- o betjene sig af fast installerede prøvetagningssystemer
- o udføre udtagning af vandprøver ved hjælp af membranpumpe eller, såfremt en større usikkerhed på prøvetagningen kan accepteres, ved hjælp af teflon- eller stålvandhenter af dobbeltventiltypen. Andre prøvetagningsmetoder efter fortrængningsprincippet kan anvendes med et forbehold for tab af flygtige forbindelser, som særligt gælder ved forekomst af lave koncentrationer af stofferne.
- o udtage partikelfri vandprøver uden behov for filtrering
- o opbevare prøverne kortest muligt og ved 1-5°C i glasflasker

forsynet med glasprop eller teflonindlagt skruelåg

- o tage hensyn til de generelle faktorer, der kan kontrollere risikoen for prøveforurening og for tab af prøvekomponenter som angivet i tabellerne 3.4, 3.5 og 9.7.

10. KVALITETSSIKRING

Med henblik på at sikre en optimal prøvetagning under hensyntagen til formålet med hver enkelt grundvandsundersøgelse er det hensigtsmæssigt at følge en fast kvalitetssikringsprocedure. Kvalitetssikring af prøvetagning indeholder naturligt følgende elementer:

- planlægning af prøvetagningen ud fra formål, baggrundsviden, analyselaboratoriets oplysninger m.v.
- rapportering af prøvetagningens forløb, herunder mærkning af prøver
- vurdering af prøvetagningens forløb og inddragelse af vurderingen i undersøgelsens samlede resultater.

10.1 PLANLÆGNING

Planlægningen af prøvetagningen foretages ud fra de oplysninger om prøvetagningsstedet og undersøgelsens formål, som indsamles i forbindelse med gennemførelsen af de indledende undersøgelser.

Når undersøgelsens baggrund, formål og analyseprogram er fastlagt, vurderes det i samarbejde med analyselaboratoriet, om den optimale prøvetagningsprocedure kan fraviges. Såfremt en mindre ressourcekrævende procedure vælges, klargøres det, hvilke konsekvenser i henseende til forringet kvalitet af prøvetagningen, de indgåede kompromisser har.

Som et led i prøvetagningens planlægning udarbejdes en prøvetagningsinstruks. I instruksen indgår dels baggrundsinformation om undersøgelsen, dels de praktiske detaljer om prøvetagningens gennemførelse. Et eksempel på en prøvetagningsinstruks i skemaform er givet i appendix 5.

10.2 AFRAPPORTERING

For at vurdere prøvetagningens forløb er det afgørende, at alle detaljer herom nedskrives under prøvetagningen. Af hensyn til de ofte vanskelige forhold under gennemførelsen af en prøvetagning kan nedskrivning på fortrykt skema være hensigtsmæssig. Et eksempel på et rapporteringsskema er givet i appendix 6.

10.3 VURDERING

Alle afvigelser fra prøvetagningsinstruksen under prøvetagningen, som angivet i rapporteringsskemaet, tages i betragtning ved vurderingen af prøvetagningens forløb.

For at få mulighed for en akkurat vurdering af prøvetagningens forløb kan der under prøvetagningen fremstilles en blindprøve og eventuelt en kontrolprøve. Blind- og kontrolprøver behandles som de øvrige udtagne prøver.

Blindprøven fremstilles ved på prøvetagningsstedet at ophælde og konservere rent vand udleveret af analyselaboratoriet i de flasker, der i øvrigt benyttes under prøvetagningen.

Kontrolprøven fremstilles ved, til delprøver af én grundvandsprøve at tilsætte en af analyselaboratoriet i en ampul afmålt mængde af et koncentrat, vha. en pasteurpipette. Koncentratet tilsættes med pasteurpipetten neddyppet så langt som muligt i den helt fyldte prøveflaske. Koncentratet skal indeholde en kendt mængde af en eller flere stoffer, der indgår i analyseprogrammet. Der udvælges til fremstilling af kontrolprøve stoffer, som forventeligt er følsomme for variationer i prøvehåndtering, -opbevaring og -analysering.

Ved udtagning af grundvandsprøver til analyse for stoffer som chlorid, sulfat, nitrat, ammonium etc. vurderes brugen af feltblindprøver og -kontrolprøver at være unødvendig, såfremt prøverne håndteres svarende til de gængse retningslinier.

Når prøver udtages til analyser for spormetaller, er fremstilling og analy-

Tabel 10.1 Kontrolprøver til brug ved kvalitetssikring af grundvandsprøvetagning i forbindelse med analyse for miljøfremmede organiske stoffer.

ANALYSEVARIABLE	KONTROLSTOF	KONCENTRAT	FREMSTILLING AF KONTROLPRØVE	KONCENTRATION AF KONTROLPRØVE
AOX, VOX, chlorerede opløsningsmidler	1,1,1-Tri- chlorethan	10 µl i 1 L methanol	1 mL koncentrat til 1 L prøve	13 µg/L
Flygtige aromater	Toluen	10 µl i 1 L methanol	1 mL koncentrat til 1 L prøve	8,7 µg/L
Alifatiske kulbrinter	Octan	10 µl i 1 L methanol	1 mL koncentrat til 1 L prøve	7,3 µg/L
Polycykliske aromatiske kulbrinter	Naphtalen	10 mg i 1 L methanol	1 mL koncentrat til 1 L prøve	10 µg/L
Phenoler	Phenol	10 mg i 1 L methanol	1 mL koncentrat til 1 L prøven	10 µg/L

sering i hver prøvetagningsserie af én eller helst to feltblindprøver, som beskrevet et væsentligt hjælpemiddel ved vurderingen af de opnåede analysereultater.

Udtages grundvandsprøver til analyse for miljøfremmede organiske stoffer, anbefales det at fremstille og analysere én eller helst to feltblindprøver, samt én kontrolprøve for hver af de analyseparametre, der anses for følsomme overfor prøvehåndteringens betingelser.

I tabel 10.1 er givet eksempler på kontrolstoffer, sammensætning af koncenterater, afmålte mængder og slutkoncentrationer i kontrolprøver. Det skal bemærkes, at tilsætningen til den valgte kontrolprøve ikke må være mindre end 50% af prøvens oprindelige koncentration. Derfor kan det være nødvendigt for stærkt forurenede prøver at tilsætte en større mængde af kontrolstofferne, end angivet i tabel 10.1, i form af et stærkere koncentrat.

Identiteten af såvel blindprøver, som af kontrolprøver fastslås ved tydelig afmærkning, således at resultaterne for begge prøvetyper kan indgå i kvali-

tetssikringen både af feltarbejdet, og af laboratoriearbejdet. Endvidere bør vurderingen af blindprøve - og kontrolprøveresultater i forhold til den aktuelle undersøgelse foretages i samarbejde med analyselaboratoriet.

Det kan i øvrigt tilrådes, at kopi af informationsskema og rapporteringsskema følger de udtagne prøver til analyselaboratoriet. Dermed sikres, at en tilstrækkelig viden om prøverne tilgår laboratoriet.

10.4 ANBEFALINGER

Det anbefales, at en udtagning af grundvandsprøver kvalitetssikres ved:

- o omhyggelig planlægning under iagttagelse af alle relevante oplysninger og under inddragelse af analyselaboratoriet
- o afvejning af konsekvenserne af en ikke-optimal prøvetagning i forhold til anvendelsen af undersøgelsens resultater og i forhold til det opstillede formål
- o omhyggelig information til prøvetagningsholdet og lige så omhyggelig afrapportering af prøvetagningens forløb
- o at fremstille, håndtere og analysere blindprøver, når prøver til bestemmelse af spormetaller skal udtages.
- o at fremstille, håndtere og analysere blind- og kontrolprøver, når prøver til bestemmelse af miljøfremmede organiske stoffer på sporniveau udtages.

11. ANBEFALET PRØVETAGNINGSPROGRAM TIL KONKRET ANALYSEPAKKE

11.1 INDLEDNING

I kapitel 9 gives mange anbefalinger til hvordan prøvetagningen bør foregå afhængig af analyseparametren. I praksis skal der normalt tages prøver til analyse for en række parametre. Dette betyder at der dels må indgås nogle kompromisser, samt at prøvetagningen vil omfatte udtagning af flere delprøver, da diverse anbefalinger i mange tilfælde er direkte modstridende.

I dette kapitel gives netop et eksempel på hvordan en prøvetagning omfattende en bred vifte af parametre, kan foregå. Eksemplet omfatter også udførelse af kvalitetskontrol, i form af diverse kontrol- og blindprøver.

Kapitlet kommer ikke ind på nogle af de kompromisser man i øvrigt må indgå bl.a. i forbindelse med materialevalg i forbindelse med etablering af boringen m.m.

Opgaven:

Udtag en vandprøve fra en eksisterende boring med permanent monteret dykket pumpe.

Analyseprogram:

"Udvidet drikkevandskontrol" suppleret med organiske samleparametre, nogle spormetaller og specifik organisk analyse for chlorerede opløsningsmidler (analyseprogrammet fremgår af bilag 1).

11.2 PLANLÆGNING OG INSTRUKTION AF PRØVETAGEREN.

Denne opgave er en rutinemæssig udtagning af en vandprøve fra en kendt boring, hvorfor forhold som pumpeydelse, afsenkning, materialevalg m.v. ikke behøver at blive overvejet. Boringen benyttes kun få gange årlig, og det er derfor vanskeligt at opnå vand uden suspenderet stof. Derfor må enkelte af vandprøverne filtreres. Bilagene 1-3 viser hvorledes prøvetagningen tænkes

gennemført. I bilag 1 er således vist hvilke delprøver de forskellige analyser tænkes udført på.

Bilag 2 angiver de flasketyper de enkelte delprøver skal udtages i, samt instruktion for prøvehåndtering.

Bilag 3 er et eksempel på anvendelse af prøvetagningsinstruksskemaet (som gengivet i appendix 5).

11.3 PRØVEUDTAGNINGEN.

Boringens pumpe slang er afsluttet med en lynkobling. Til denne kobles en trevejshane, hvor der til sidegrenen en påkobles en gennemstrømningsbeholder, en teflonslange og en on-line filtreringsenhed med trevejshane (se figur 11.1). Vha. trevejshanen er det muligt på denne delstrøm at udtage såvel filtrerede som ufiltrerede prøver. Forpumpningen begynder. Der foretages kontrolmåling af pumpeydelsen. Efter ca. 10 minutter fyldes en glasbeholder til bedømmelse af suspenderet stof. Efter 15 minutter sænkes pumpens ydelse til 75%, og pumpeydelsen kontrolleres. Temperatur og pH måles med elektroder placeret i gennemstrømningsbeholderen. Prøverne udtages efter forskriften (bilag 2). Feltblind- og kontrolprøver fremstilles, og alle flasker anbringes på køl.

11.4 KOMMENTARER.

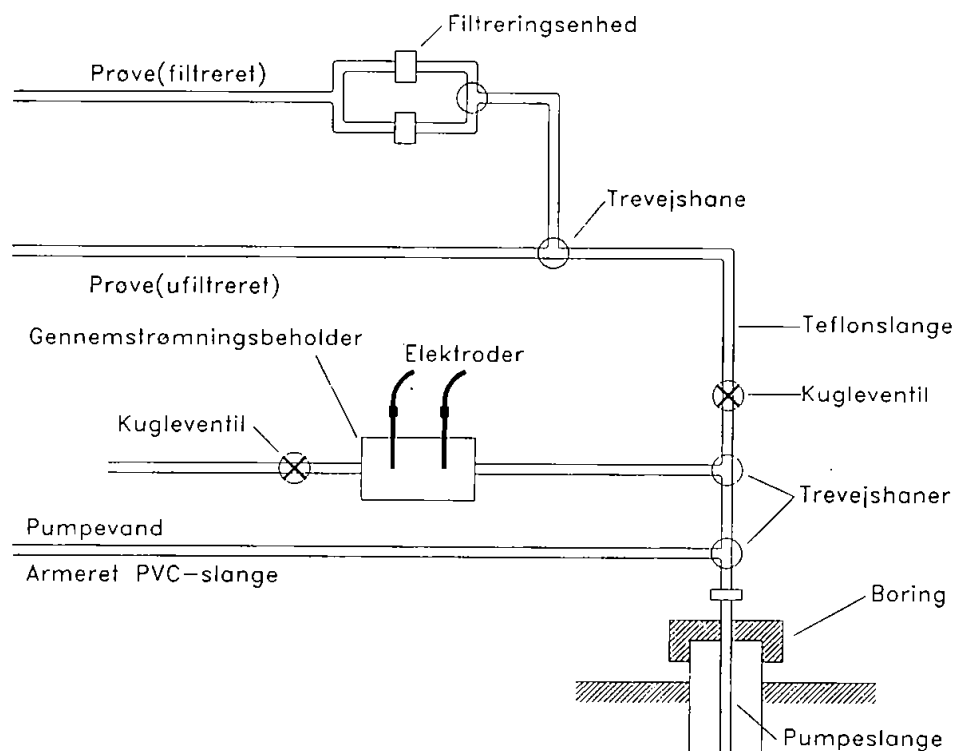
Kvalitetskontrol.

I det konkrete tilfælde er det valgt at udføre kvalitetskontrol på chlorerede opløsningsmidler, samt for de organiske samleparametre. Der udføres både feltblind og kontrolprøve (jfr. afsnit 10). For spormetallerne er det valgt at medtage en feltblind.

Filtrering og konservering.

Prøverne B, C og "Metal" filtreres i on-line filtreringsenheden gennem et 0,45 μm membranfilter. Der ønskes ikke analyse for jern og mangan med

speciel stor nøjagtighed, så filtrering gennem $0,1\ \mu\text{m}$ skønnes ikke nødvendig i dette tilfælde. Kun prøve C konserveres i felten (se bilag 2).



Figur 11.1 Benyttet udstyr ved prøvetagningen, som muliggør måling af temperatur, pH og ledningsevne, samt opnåelse af filtreret prøve.

BILAG 1 PARAMETER/FLASKELISTE

Parameter	Flaske	Parameter	Flaske
Beskrivelse	A	Permanganattal	C
pH	A	Natrium	C
Ledningsevne	A, B	Kalium	C
Ammonium	A, B	Jern	C
Calcium	A, B	Mangan	C
Magnesium	A, B	Kuldioxid	CO ₂
Farvetal	A, B	Opløst ilt	2D, O ₂
Turbiditet	A, B	Svovlbrinte	D ₁
Nitrit	A, B	Methan	D ₂
Nitrat	A, B	Chlorerede opløsningsmidler	D ₃
Total Phosphor	A, B	Bly	Metal
Fluorid	A, B	Cadmium	Metal
Chlorid	A, B	Chrom	Metal
Alkalinitet	A, B	AOX	4 stk.
Sulfat	A, B	VOX	organis-
Inddampningsrest	A, B	NVOC	ke samle-
		VOC	parame-
			tre.

Listen beskriver fra hvilken flaske den enkelte parameter skal analyseres.

BILAG 2 PRØVETAGNINGSGVEJLEDNING, FLASKER**Flaskefortegnelse m.v.**

- 1 stk. 1 liters glasflaske mærket A.
- 1 stk. 1 liters polyethylenflaske mærket B.
- 1 stk. 250 ml glasflaske mærket C, indeholdende salpetersyre.
- 3 stk. 250 ml glasflaske med skrårtsleben glasprop, mærket D₁₋₃.
- 2 stk. 250 ml glasflasker med skrårtsleben glasprop mærket D, O₂.
- 1 stk. 250 ml glasflaske CO₂.
- 1 stk. 1 liters polyethylenflaske mærket metal (special syrevasket).
- 2 stk. 1 liters glasflaske, mærket organiske samleparametre.
- 2 stk. 250 ml glasflaske, mærket organiske samle parametre.
- 1 reagenssæt til ilt.
- 1 stk. teflonslange.

Flasker til blind kontrolprøver

- 2 stk. 1 liters flasker med rent vand, mærket blind.
 - 1 stk. ampul mærket standard Cl-opl.
 - 1 stk. 1 liters polyethylenflaske mærket metal-blind (special syrevasket)
 - 1 stk. 250 ml glasflaske med skrårtsleben glasprop mærket Cl-blind.
 - 1 stk. 250 ml glasflaske med skrårtsleben glasprop mærket Cl-standard.
- Pasteurpipette med gummibold

Udtagning:

Prøvetagningsudstyret monteres på boringens lynkobling og denne holdes åben under hele forpumpningen. Alle prøver udtages via teflonslangen, enten fra filtreringssidegrenen eller fra sidegrenen med ufiltreret prøve.

Flaskerne A, B, D, metal:

Flaskerne skylles 2 gange med vandet, herefter fyldes de ved at holde slangens åbning lige under vandoverfladen. Flaskerne skal fyldes så meget at de løber over (der skal løbe 1-2 gange rumfanget over). Derefter sættes

låget på, der må ikke indesluttet luft. B og metal fyldes med filtreret vand.

NB. Opstår der luftbobler i flasken, efter at den er lukket, noteres det i prøvejournalen. Flaskerne må ikke efterfyldes.

Flaskerne D, O_2 :

Fyldes som A. Herefter tilsættes 1 ml reagens 1 og 1 ml reagens 2. Ved tilsætningen skal sprøjtespidsen holdes under vandoverfladen. Flaske lukkes og rystes i ca. 1 min.

Flaskerne C + CO_2 :

Disse flasker indeholder reagenser og må ikke skylles. Flaskerne fyldes forsigtigt, således at der løber nogle få dråber over. Låget skrues fast. C fyldes med filtreret vand.

Flaskekontrolprøver

Flasker til blind fyldes med medbragt vand. Kontrolprøven fyldes med prøve. Der tilsættes standard ved fuldstændig overførelse af ampullens indhold til den fyldte prøveflaskes bund ved hjælp af Pasteurpipette.

Organiske samleparametre:

Fyldes som A. Flaskesættet er afhængig af analyselaboratoriet.

Alle flasker opbevares i kølekasse umiddelbart efter prøvetagning.

PRØVETAGNINGSSINSTRUKS

PRØVETAGNINGSLOKALITET	PLANLAGT DATO
DTH	25. april 1989

UNDERSØGELSENS FORMÅL

Rutine monitorering.

ANALYSER

KONTAKT PERSON

Henrik Segato

LABORATORIUM

BORING NR.	ANALYSEVARIABLE	PRØVEFLASKER	KONSERVERING / OPBEVARING
1 A	Uorganiske makroioner	A	
1 A	Uorganiske makroioner	B	Filtrering
1 A	Fe, Mn, Na, K, Permanganattal	C	Filtrering - salpetersyre
1 A	Organiske samleparametre	2 x 1 l + 2 x 250 ml glas	
1 A	Spormetaller	Metal	Filtrering
1 A	Ilt	2 X D	2 reagenser til-sættes.
1 A	H ₂ S, CH ₄ , Cl-opl.	3 x D	
1 A	Kuldioxid	CO ₂	
1 A	Kvalitetssikring	1 x metal + 2 x D	
			Alle flasker opbevares på køl.

PRØVETAGNINGSTEDER

BORING NR.	ADRESSE / PLACERING	KONTAKT
1 A	DTH	Peter Kjeldsen (LTH)

FORPUMPNING

BORING NR.	MINIMUM m3 FORPUMPNING	FØLGEPARAMETRE
1 A	15 min med 4 m ³ /h	-
Under prøvetagningen nedsættes ydelsen til 3 m ³ /h		

PRØVETAGNINGSMETODER

BORINS NR.	PUMPE / PRØVETAG.	VANDSPEJL (m.u.t.)	BORINGSDYB. (m.u.t.)	FILTERINTV. m.u.t. / m.u.t.	SPECIFIK.KAP. (m3 / t / m)	FORE- OG FILTER- RØRS DIMENSIONER
1 A	Permanent dykket pum- pe.	15	30	-	-	-

HW 89

SAGSBEHANDLER HSPRØVETAGER HS

12. KONKLUSION

Der har fra flere sider længe været ønske om en form for prøvetagningsmanual eller "køgebog", som man kunne slå op i, og få at vide præcis hvordan ens prøvetagning skulle planlægges fra start til slut. Det blev mere og mere klart, som arbejdet med denne rapport skred frem, at det ikke var muligt at lave en "køgebog" med faste anvisninger, dertil er forholdene alt for forskelligartede fra sag til sag (forskellig hydrogeologi, forskelligt parametervalg, osv.) I stedet giver denne rapport et overblik over de problemer og faktorer, man må overveje, når en prøvetagning planlægges, samt anbefalinger i de konkrete valgsituationer.

Ved gennemførelse af grundvandsundersøgelser bør udviklingen i fremtiden gå mod brug af mindre dimensioner. Dette gælder for borer, pumper, slanger osv. Dette er der flere argumenter for, bl.a. at prøvetagningen bliver billigere og håndteringen lettere (og dermed ofte bedre).

Materialevalget (for pumper, slanger, beholdere osv.) er for mange parametre (især de organiske forbindelser) vigtig, for at minimere tab af stof fra prøven eller afgivelse af stof til prøven.

Meget af det nyere prøvetagningsudstyr sikrer en skånsom prøvetagning, hvor prøven ikke udsættes for voldsomme trykændringer, hvilket er meget vigtigt for mange parametre, specielt de flygtige organiske stoffer, som bliver mere og mere almindelige analyseparametre.

Fast installeret prøvetagningsudstyr er gennemgående at foretrække, idet prøvetagningen dermed som regel vil være hurtigere (og dermed billigere), og risikoen for krydskontaminering fra boring til boring praktisk talt kan udelukkes. Kravet for at benytte fast installeret prøvetagningsudstyr er selvfølgelig, at det er relativt prisbilligt. Med en del af det nyere prøvetagningsudstyr, vil dette dog relativt let kunne opfyldes.

Ved gennemførelse af prøvetagninger for et stort antal parametre, vil de forskellige parametre stille forskellige (og ofte modsat rettede) krav til håndteringen. Dette forhold gør, at en prøvetagning vil bestå af en række delprøvetagninger, hver gennemført under forskellige håndteringsforhold og

hver benyttende sig af forskellige prøveflasker. Det vil således ikke være usædvanligt at der skal benyttes 10-15 forskellige flasker for en udvidet kemisk analyse.

For nogle af de mere ustabile parametre, vil analysekvaliteten højnes betydeligt, hvis flere rutiner rykkes fra analyselaboratoriet og ud i felten. Et øget brug af feltfiltreringsudstyr samt diverse feltmåleudstyr, vil ofte være fornuftigt.

En øget brug af kvalitetskontrolrutiner er fornuftigt. For analyse af organiske stoffer kan medbringning af blindprøver i felten komme på tale. En prøvetagning bør under alle omstændigheder omfatte brug af instruktions- og afrapporteringsskemaer, så alle vigtige omstændigheder tilknyttet prøvetagningen bliver formidlet til prøvetageren, analyselaboratoriet og databrueren.

De anbefalinger, der gives i denne rapport afviger utvivlsomt fra normal praksis i mange tilfælde, og vil give anledning til et øget tidsforbrug (og dermed pris), hvis anbefalingerne skal følges. Det er dog en nødvendighed at anbefalinger følges, hvis usikkerheden i prøvetagningen skal nedbringes. Det er i prøvetagningen at de store usikkerhedsmomenter (sammenlignet med den kemiske analyse) ligger, så en forbedring af kvaliteten af den samlede aktivitet (prøvetagning og analyse) opnås praktisk talt kun ved forbedring af prøvetagningen. Det er jo tankevækkende, at hvor prisen for prøvetagning for en prøve typisk kan være op til 1000-2000 kr, kan der bruges op til 20.000-30.000 kr på analysering af den samme prøve.

13. REFERENCER

- Albanese, V., Milano, J.C. & Vernet, J.L. (1987): Etude de l'évaporation de quelques hydrocarbures halogénés de faible masse moléculaire dissous à l'état de traces dans l'eau. Environmental Technology Letters, **8**, 657-668.
- Andersen, E. Bahl (1977): Pumpeståbi. Teknisk Forlag, København.
- Andersen, L.J. (1979): A semi-automatic level-accurate groundwater sampler, Danmarks Geologiske Undersøgelser, Årbog 1978, 165-171.
- Andersen, L.J. & Kelstrup, N. (1988): "Markvandingseffekten". Forklaring på sæsonfluktuationer i nitratindholdet i vandboringer, Vandteknik, **56**, 77-81.
- Andersen, L.J., Jakobsen, R., Nielsen, F.L. & Nilsson, B. (1989): Separationspumpnings- og separationsinjektionstests, (SPT) og (SIT), i forbindelse med grundvandsforurening, I: Grundvandsforurening, sundhed og miljø, ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening, Vingsted, 7-8 marts, 303-318. Akademiet for de Tekniske Videnskaber, Lyngby.
- Anderson, E.G. (1977): New groundwater contaminant sampler for contaminant plume mapping, Canadian Water Well, **36**.
- Anselme, C., Bruchet, A. & Mallevialle, J. (1988): Influence of polyethylene pipes on tastes and odors of supplied water, COST 641. Working Party 4, "Organic micropollutants in drinking water" Workshop April 21-22, Tenerife.
- Bai, W. (1982): Logging. Kompendium i geofysisk borehulsmåling. Geoteknisk Laboratorium, Ingeniørskolen, Horsens Teknikum, Horsens.
- Barcelona, M.J., Gibb, J.P. & Miller, R.A. (1984a): A guide to the selection of materials for monitoring well construction and ground-water sampling, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois, USA. (EPA-6 00/2-84-024) (PB84-141779).
- Barcelona, M.J., Helfrich, J.A., Garske, E.E. & Gibb, J.P. (1984b): A laboratory evaluation of ground water sampling mechanisms, Ground Water Monitoring Review, **4**, 32-41.
- Barcelona, M.J., Gibb, J.P., Helfrich, J.A. & Garske, E.E. (1985a): Practical guide for ground-water sampling, Illinois State Water Survey, Champaign, Illinois, USA. (ISWS Contract Report 374).
- Barcelona, M.J., Helfrich, J.A. & Garske, E.E. (1985b): Sampling tubing effects on groundwater samples, Analytical Chemistry, **57**, 460-464.
- Barcelona, M.J. & Helfrich J.A. (1986): Well construction and purging effects on ground water samples, Environmental Science and Technology, **20**, 1179-1184.
- Barker, J.F., Patrick, G.C., Lemon, L. & Travis, G.M. (1987): Some biases in sampling multilevel piezometers for volatile organics, Ground Water Monitoring Review, **7**, 48-54.
- Barker, J.F. & Dickhout, R. (1988): An evaluation of some systems for sampling gas-charged ground water for volatile organic analysis, Ground Water Monitoring Review, **8**, 112-120.

- Bergmann, G., Laurent, S. & Aastrup, M. (1986): Provtagningssteknik för analys av låga metallhalter i grundvatten. IVL-rapport B 804.
- Boettner, E.A., Ball, G.L., Hollingsworth, Z. & Aquino, R. (1981): Organic and organotin compounds leached from PVC and CPVC pipe. Department of Environmental and Industrial Health, Michigan University, Ann Arbor, Mich., USA.
- Borg, H., Gustavsson, I., Johansson, G. & Bentsson, M. (1984): Rekommendationer för provtagning och analys av spårmetaller i naturvatten. Statens Naturvårdsverk, Stockholm. (SNV rapport PM 1918).
- Brobst, R.B. & Buszka, P.M. (1986): The effect of three drilling fluids on ground water sample chemistry, Ground Water Monitoring Review, 6, 62-70.
- Bruland, K.W., Franks, R.P., Knauer, G.A. & Martin, J.H. (1979): Sampling and analytical methods for the determination of copper, cadmium, zinc, and nickel at the nanogram per liter level in seawater, Anal. Chem. Acta, 105, 233-245.
- Cherry, J.A. (1986): Piezometers and other permanently-installed devices for groundwater quality monitoring, Groundwater Research Institute, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Chladex, E. & Marano, R.X. (1984): Use of bonded phase silica sorbents for the sampling of priority pollutants in wastewater, J. Chrom. Sci., 22, 313-320.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Christensen, S., Hjelmar, O., Jansen, J. la Cour, Kirkegaard, C., Madsen, B., Olsen, N., Refsgaard, J.C. & Toudal, J.K. (1985): Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier. Polytek-nisk Forlag, Lyngby. (DAKOFA Skrift nr. 1).
- Cook, Jr., F.C. & Hartz, K.E. (1983): Adsorption of chlorinated methanes from aqueous solution on selected plastic adsorbents, Journal of American Water Works Association, 75, 423-426.
- Cordry, K.E., (1986): Ground water sampling without wells, In: Proceedings of the sixth national symposium and exposition on aquifer restoration and ground water monitoring, Columbus, Ohio, pp. 266-272. National Water Well Association, Worthington, Ohio, USA.
- Curran, C.M. & Tomson, M.B. (1983): Leaching of trace organics into water from five common plastics, Ground Water Monitoring Review, 3, 68-71.
- Dablow, III, J.F., Persico, D. & Walker, G.R. (1988): Design consideration and installation technique for monitoring wells cases with Teflon PTFE. In: Ground-water contamination, Field methods, symposium Cocoa Beach, FL, 1986, pp. 199-205. ATSM, Philadelphia, PA, USA. (ASTM Special Technical Publication 963).
- Dressman, R.C. & McFarren, E.F. (1978): Determination of vinyl chloride migration from polyvinyl chloride pipe into water. Journal of American Water Works Association, 70, 29-30.

Dunbar, D., Tuchfeld, H., Siegel, R. & Sterbentz, R. (1985): Ground water quality anomalies encountered during well construction, sampling and analysis in the environs of a hazardous waste management facility, Ground Water Monitoring Review, 5, 70-74.

Dunnivant, F.M., Coates, J.T. & Elzerman, A.W. (1988): Experimentally determined Henry's Law constants for 17 polychlorobiphenyl congeners. Environmental Science and Technology, 22, 448-453.

Emenhiser, T.C. & Singh, U.P. (1984): Innovative sampling techniques for ground water monitoring at hazardous waste sites, Ground Water Monitoring Review, 4, 35-37.

Fetter, C.W. Jr. (1983): Potential sources of contamination in ground water monitoring, Ground Water Monitoring Review, 3, 60-64.

Garske, E.E. & Schock, M.R. (1986): An inexpensive flow through cell and measurement system for monitoring selected chemical parameters in ground water, Ground Water Monitoring Review, 6, 79-84.

Gedda, C. & Ejdeling, G. (1987): Grundvattenprovtagning i jordlager, Naturvårdsverket, Solna, Sverige. (SNV rapport 3387).

Geoteknisk Institut (1988): Upublicerede undersøgelser.

Gillham, R.W. & Johnson P.E. (1981): A positive displacement ground water sampling device, Ground Water Monitoring Review, 1, 33-35.

Gillham, R.W. (1982): Syringe devices for groundwater sampling, Ground Water Monitoring Review, 2, 36-39.

Gillham, R.W., Robin, M.J.L., Barker, J.F. & Cherry, J.A. (1983): Groundwater monitoring and sample bias. Department of Earth Science, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.

Gillham, R.W. & O'Hannesin, S.F. (1988): Sorption of aromatic hydrocarbons by materials used in construction of groundwater sampling wells. ASTM symposium: Standards development for ground water and vadose zone Monitoring Investigations, Albuquerque, New Mexico, januar, 27.-29.

Glensvig, L. (1967): Dimensionering af gruskastningsboringer, Vandteknik, 35, 71-81.

Glensvig, L. (1974): Boremetoder, Vandteknik, 42, (3), 54-70.

Gossett, R.E. & Hegg R.O. (1987): A comparison of three sampling devices for measuring volatile organics in groundwater, Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 30, 387-390.

Grasshof, K. (1980): Method of sea water analysis. 2nd edition, Verlag Chemie, Weinheim, Vesttyskland.

Groundwater Research Institute, (1986): Field guide for sampling and chemical analysis of groundwaters, University of Waterloo, Ontario, Canada.

Grøn, C. & Tolley, J. (1988): Organiske samleparametre, I: Analysemetoder for miljøfremmede stoffer, ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening, 20. september, pp. 37-54. Akademiet for de Tekniske Videnskaber, Lyngby.

- Harremoës, P., Henze, M., Arvin, E. & Dahl, E. (1980): Teoretisk vandhygiejne. 2. udgave. Polyteknisk Forlag, Lyngby.
- Herzog, B.L., Sheng-Fu, J.C., Valkenberg, J.R. & Griffin, R.A. (1988): Changes in volatile organic chemical concentrations after purging slowly recovering wells, Ground Water Monitoring Review, 88, 93-99.
- Ho, J.S.-Y. (1983): Effect of sampling variables on recovery of volatile organics in water, Journal of American Water Works Association, 75, 583-586.
- Houghton, R.L. & Berger, M.E. (1984): Effects of well-casing composition and sampling methods on apparent quality of groundwater, In: Proceedings of the fourth national symposium on aquifer restoration and ground water monitoring, Columbus, Ohio, pp. 203-213. National Water well Association, Worthington, Ohio, USA.
- Imbrigiotta, T.E., Gibs, J., Fusillo, T.V., Kish, G.R. & Hochreiter, J.J. (1988): Field Evaluation of seven sampling devices for purgeable organic compounds in ground water. In: Ground-water contamination: Field methods. Symposium Cocoa Beach, FL, 1986, pp. 258-273. ASTM, Philadelphia, PA, USA. (ASTM Special Technical Publication 963).
- ISO (1988): Guidance on the sampling of groundwaters. International Standard Organization, (ISO/TC 147/SC 6/WG 4/N30).
- Jaeger, R.J. & Rubin, R.J. (1970): Plasticizers from plastic devices: extraction, metabolism, and accumulation by biological systems, Science, 170, 460-462.
- Janicke, W. (1984): Sorptionswirkungen von Kunststoffen auf organische Wasserinhaltsstoffe, Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung, 17, 7-11.
- Jensen, B., Madsen, J.Ø. & Atlung, G. (1988): Gasformige nedbrydningsprodukter ved polyethylenforarbejdning. Analysemetoder til produkt- og procesvurdering. Laboratoriet for Plastteknologi, Processteknisk Institut, DTH, Lyngby.
- Johnson, R.L., Pankow, J.F. & Cherry, S.A. (1987): Design of a ground water sampler for collecting volatile organics and dissolved gases in small-diameter wells, Ground Water, 25, 448-454.
- JTI (1982): Projekt "Positivliste" Undersøgelse af plastmaterialer til drikkevandsinstallationer. Jydsk Teknologisk Institut, Vand- og Afløbsteknik, Århus.
- Junk, G.A., Svec, H.J., Vick, R.D. & Avery, M.J. (1974): Contamination of water by synthetic polymer tubes, Environmental Science & Technology, 8, 1100-1106.
- Keely, J.F. & Boateng, K. (1987): Monitoring well installation, purging, and sampling techniques - Part 1: Conceptualizations, Ground Water, 25, 300-313.
- Kennedy, V.C. & Zellweger, G.W. (1974): Filter pore-size effects on the analysis of Al, Fe, Mg and Ti in water, Water Resources Research, 10, 785-790.

Kristiansen, H. & Nielsen, S. (1989): Standardprocedure ved forbehandling, konservering og feltmåling på grundvandsprøver til uorganisk analyse for makrostofer. Foreløbig udgave, 2. version. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Geokemisk Afdeling, København.

Larsen, F. & Andersen, L.J. (1988): BOTESAM-erfaringer med nyt BORE-TEST og SAMPLING udstyr, I: Forurening fra punktkilder, ATV-Komiteen vedrørende grundvandsforurening, Vingstedcentret, 2-3 marts, pp. 113-126. Akademiet for de Tekniske Videnskaber, Lyngby.

Larson, C.D., Love, Jr., O.T. & Reynolds, III, G. (1983): Tetrachloroethylene leached from lined asbestos-cement pipe into drinking water, American Water Works Association, Journal, 75, 184-188.

Lawrence, J. & Tosine, H.M (1976): Adsorption of polychlorinated biphenyls from aqueous solutions and sewage, Environmental Science & Technology, 10, 381-383.

Levnedsmiddelkontrollen I/S (1988): Erfaringer opnået i forbindelse med udtagning af grundvandsprøver. Skovlunde.

Loewenthal, R.E. & Marais, G.v.R. (1976): Carbonate chemistry of aquatic systems: Theory & Application. Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich., USA.

Lyman, W.J., Reehl, W.F. & Rosenblatt, W.F. (1982): Chemical property estimation methods - Environmental behaviour of organic compounds. McGraw-Hill Book Company, New York, N.Y., USA.

McAlary, T.A. & Barker, J.F. (1987): Volatilization losses of organics during ground water sampling from low permeability materials, Ground Water Monitoring Review, 7, 63-68.

McConachie, W.A. & Homan, D.N. (1988): Quality control experiments on organics in groundwater at the Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore. Lawrence Livermore National Laboratory, CA, USA.

Miljøstyrelsen (1984): Kvalitetskrav til visse stoffer i drikkevandet. MST, København, (Vejledning nr. 2/1984).

Miljøstyrelsen (1987): Analyseprogram for det statslige grundvandsovervågningsnet - organiske mikroforureninger. Arbejdsrapport for Miljøstyrelsen, København.

Miller, G.D. (1982): Uptake and release of lead, chromium and trace level volatile organics exposed to synthetic well casings, In: National symposium on aquifer restoration and ground water monitoring, pp. 236-345. National Water Well Association, Worthington, Ohio, USA.

Moody, J.R. & Lindström, R.M. (1977): Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples, Analytical Chemistry, 49, 2264-2267.

Muska, C.F., Colven, W.P., Jones, V.D., Scogin, J.T., Looney, B.B. & Price, Jr., V. (1986): Field evaluation of ground water sampling devices for volatile organic compounds. In: Proceedings of the sixth national symposium and exposition on aquifer restoration and ground water monitoring, Columbus, Ohio, pp. 235-246. National Water Well Association, Worthington, Ohio, USA.

Nielsen, D.M. & Yeates, G.L. (1985): A comparison of sampling mechanisms available for small-diameter ground water monitoring wells, Ground Water Monitoring Review, 5, 83-99.

Pankow, J.F., Isabelle, L.M., Hewelson, J.P. & Cherry, J.A. (1984): A syringe and cartridge methods for down-hole sampling for trace organics in ground water, Ground Water, 22, 330-339.

Pankow, J.F. (1986): Magnitude of artifacts caused by bubbles and headspace in the determination of volatile compounds in water, Analytical Chemistry, 58, 1822-1826.

Pearsall, K.A. & Eckhardt, D.A.V. (1987): Effects of selected sampling equipment and procedures on the concentration of trichloroethylene and related compounds in groundwater samples, Ground Water Monitoring Review, 7, 64-73.

Petersen, C.R., Miljøstyrelsen (1989): Personlig kommunikation.

Pettyjohn, W.A., Dunlap, W.J., Cosby, R. & Keeley, J.W. (1981): Sampling ground water for organic contaminants, Ground Water, 19, 180-189.

Pohlmann, K.F. & Hess, J.W. (1988): Generalized groundwater sampling device matrix, Ground Water Monitoring Review, 8, 82-83.

Polack, A.E., Nunez, L.J. & Autian, J. (1979): Transport of solutes into polyethylene bottles from aqueous solutions; empirical relationships of the data, International Journal of Pharmaceutics, 3 157-175.

Rannie, E.H. & Nadon, R.L. (1988): An inexpensive, multi-use, dedicated pump for ground water monitoring wells. Ground Water Monitoring Reveiw, 8, 100-107.

Reynolds, G.W. & Gillham, R.W. (1985): Absorption of halogenated organic compounds by polymer materials commonly used in ground water monitors. In: The Second annual Canadian/American conference on hydrogeology: Hazadous wastes in ground water - a soluble dilemma, Banff, Alberta and Canada.

Rice, M.R. & Gold, H.S. (1984): Polypropylene as an adsorbent for trace organics in water, Analytical Chemistry, 56, 1436-1440.

Rinaldo-Lee, M.B. (1983): Small-vs. large-diameter monitoring wells, Ground Water Monitoring Review, 3, 72-75.

Robin, M.J.L. & Gillham, R.W. (1987): Field evaluation of well purging procedures, Ground Water Monitoring Review, 7, 85-93.

Rose, S. & Long, A. (1988): Monitoring dissolved oxygen in ground water: Some basic considerations, Ground Water Monitoring Review, 8, 93-97.

Scalf, M.R., McNabb, J.F., Dunlap, W.J., Cosby, R.L. & Fryberger, J. (1981): Manual of groundwater sampling procedures. NWWA/EPA Series.

Schalla, R., Myers, D., Simmons, M.A., Thomas, J. & Toste, A. (1988): The sensitivity of four monitoring well sampling systems to low concentrations of three volatile organics, Ground Water Monitoring Review, 8, 90-96.

Schultz, B. (1986): Kemiske analysemetoder ved undersøgelse af forurenede industri- og byggegrunde. DIEU Kursus, 20-21. maj.

Serota, D.G., Meyer, M.C. & Autian, J. (1972): Effects of structure on permeability of substituted anilines from aqueous solutions through polyethylene, Journal of Pharmaceutical Sciences, 61, 416-419.

Skov- og Naturstyrelsen (1987): Geofysisk og råstofkortlægning. Miljøministeriet, København. (Råstofkontorets kortlægningsserie 5).

Sosebee, Jr., J.B., Geiszler, P.C., Winegardner, P.L. & Fisher, C.R. (1983): Contamination of groundwater samples with poly (vinyl chloride) Adhesives and poly (vinyl chloride) primer from monitor wells, In: Hazardous and Industrial Solid waste Testing: Second Symposium, Lake Buena Vista, FL, 1982, pp. 38-50. ASTM, Philadelphia, PA, USA. (ASTM Special Technical Publication 805).

SS (1988): Provtagning av naturvatten för bestämning av spårmetaller. Svensk Standardiseringsförbund, Stockholm, (Svensk Standard SS 028194).

Standard methods for the examination of water and wastewater (1980). 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C., USA.

Stannett, V.T. (1978): Barrier properities and migration problems of plastics. Polymer Engineering and Science, 18, 1129-1134.

Stumm, W. & Morgan, J.J. (1981): Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2nd edition. John Wiley & Sons, New York, N.Y. USA.

Sykes, A.L., McAllister R.A. & Homolya, J.B. (1986): Sorption of organics by monitoring well construction materials, Ground Water Monitoring Review, 6, 44-47.

Sørensen, I., Misser, P. & Wium, M. (1988): Grundvandsboringer, Århus Amt.

Sørensen, K. (1988a): Anvendelse af kombineret udstyr til boring og måling af formationsmodstande, I: Forurening fra punktkilder. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening, Vingstedcentret 2-3 marts, pp. 127-134. Akademiet for de Tekniske Videnskaber, Lyngby.

Sørensen, K. (1988b): Personlig kommunikation.

Taylor, T.W. & Serafini, M.C. (1988): Screened auger sampling: The technique and two case studies, Ground Water Monitoring Review, 8, 145-152.

Trela, J.J. (1986): Should ground water samples from monitoring wells be filtered before laboratory analysis? yes and no, In: Proceedings of the sixth national symposium and exposition on aquifer restoration and ground water monitoring, Columbus, Ohio, pp. 295-305. National water well Association, Worthington, Ohio, USA.

United States Geological Survey (1976): Guidelines for collection and field analysis of groundwater samples for selected instable constituents. United States Government Printing Office, Washington, D.C., USA.

Unwin, J.P. (1984): Sampling ground water for volatile organic compounds: The effects of sampling method, compound volatility and concentration, In: Proceedings of the fourth national symposium on aquifer restoration and ground water monitoring, Columbus, Ohio, pp. 214-220. National Water well Association, Worthington, Ohio, USA.

Vandkvalitetsinstituttet (1987): Indledende afprøvning af materialer og metoder ved udtagning af grundvandsprøver. Hørsholm.

Verschueren, K.(1983): Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold Company, New York, N.Y., USA.

Wakeham, S.G., Davis, A.C., Witt, R.T., Tripp, B.W. & Frew, N.M. (1980): Tetrachlorethylene contamination of drinking water by vinyl-coated asbestos-cement pipe, Bull. Environm. Contam. Toxicol., 25, 639-645.

Wium, M., Aarhus Amtskommune (1988): Personlig kommunikation.

Wood, W.W. (1976): Guidelines for collection and field analysis of groundwater samples for selected unstable constituents, U.S. Geological Survey, Book 1, chapter D2.

Zürcher, F. (1982): Volatile organic chlorine (VOC1), COST 64b bis, working party 8: "Specific analytical problems". Workshop on halogenated organic compounds and phenols, Dübendorf, Switzerland, May 18-19.

14. ORDLISTE

Det at tage grundvandsprøver inddrager mange aspekter lige fra "grov" entreprenørvirksomhed til forfinet organisk analyse. Det er således mange forskellige mennesker med forskellig baggrund, der involveres. Derfor er udarbejdet denne ordliste, som forklarer nogle af de fagord, der er benyttet i denne rapport.

ORD	FORKLARING
ABS	Plastmateriale af <u>A</u> crylnitril, <u>B</u> utadien, <u>S</u> tyren
Adsorption	Optagelse af et stof på overfladen af et andet stof
Absorption	Opsugning af et stof i et andet
Akvifer	Vandførende aflejring, grundvandsreservoir
Alkalinitet	Mål for syreforbrug ved titrering af vand, hvorved at bikarbonat og karbonat omdannes til fri kuldioxid
Alkylbenzener	Kemisk forbindelse bestående af en kulstofring med 6 atomer (en benzenring) påkoblet en eller flere alkylgrupper, dvs. kæder af kulstofatomer
Anilin	Kemisk forbindelse bestående af en kulstofring med 6 atomer (en benzenring) påkoblet en eller flere aminogrunder (-NH ₂)
Anion	Negativ ladet molekyle
Annulusvand	Det vand der står mellem forerør og pumpestigrør
Bentonit	Lermateriale, som i form af pulver, pasta eller granulat benyttes som hydraulisk barriere omkring forerør
Boremudder	En række stoffer opblandet med vand, så det får egenskaber, der ved skylleboringsteknikker er nødvendige for at transportere det materiale, der er løsboret, op til overfladen. Holder aflejringen på plads, samt smører og køler borekronen

ORD	FORKLARING
Buffer	Et sæt af en syre og en base, der ved sin tilstedeværelse dæmper pH-svingninger, startet af ydre påvirkninger
Carbonatsystemet	Det vigtigste buffersystem i grundvand, bestående af stofferne kuldioxid, bicarbonat og carbonat samt de ligevægte der sammenkæder de nævnte stoffer
Chlorerede opløsningsmidler	Gruppe af forskellige organiske forbindelser der indeholder et eller flere kloratomer. Vigtigste chlorerede opløsningsmidler er trichlorethylen, tetrachlorethylen og trichlorethan
Clean-bench	Afgrænset arbejdsfelt (normalt ca. 2m ³), hvor der indblæses HEPA-filtreret luft til nedbringer af partikelindhold i luften
Denitrifikation	Bakteriel omdannelse af nitrat, NO ₃ ⁻ til kvælstof eller frit kvælstof, normalt under iltfrie forhold og under samtidig iltning af organisk stof
Detergenter	Vaskemidler - i reglen menes syntetiske, men i grunden er sæber også detergenter. De er overfladeaktive stoffer
Dykpumpe	Enhver pumpe som arbejder neddykker under grundvandsspejlet (I nogle fagkredse betegnelse for sammenbyggede aggregater, hvor både pumpe og motor er neddyrket)
Diffusion	Spredning af stoffer grundet molekylerne egenbevægelser betinget af koncentrationsforskelle
DS	Forkortelse for <u>D</u> ansk <u>S</u> tandard
Filter	Det perforerede stykke i en boring, hvor grundvandet kan trænge ind i boringen
Filtersætning	Placering af filter
Forerør	Et rør, der forbinder filtret i en boring med terrænoverfladen og således forhindrer formation i at falde sammen, samt muliggør transport af grundvandet til terræn. Kaldes også forlængelsesrør
Forlængelsesrør	Det samme som forerør

ORD	FORKLARING
Forpumpning	Pumpning på en boring før selve prøvetagningen, der har som formål at fjerne gammelt vand der, har stået længe i boringen
Fuldt filtersat boring	Boring som er filtersat i hele dybden af det grundvandsførende lags tykkelse
Gytje	Aflejring af finkornet materiale, hovedsagelig bestående af organiske rester af planter og dyr
HEPA-filtreret luft	<u>H</u> igh <u>E</u> fficiency <u>P</u> articulate <u>A</u> ir-filtreret luft
Hydrofobe	"Vandskræk". Et stof karakteriseres som hydrofobt, hvis det har en ringe vandopløselighed
Hydrolyse	Proces, hvorved et stof omsætter sig med vand
Hydroxider	Uorganiske forbindelser mellem metalioner og en eller flere hydroxylgrupper (-OH)
i.d.	indre diameter
Inert	Materiale, der ikke er tilbøjelig til at reagere med prøvens indhold af stoffer
In-situ	På stedet. Betegner f.eks i tilknytning til en feltmåling, at denne foregår nede i boringen
Interferens	Påvirkning af et analyseresultat grundet tilstedeværelsen af visse andre stoffer. Resultatet kan både blive for højt og for lavt
INSTA	Forkortelse for fælles nordisk standardiseringsorgan
Ionbytning	Proces hvor ioner (især kationer) bliver optaget fra væsken og bundet til jordpartikler til fordel for andre ioner, der afgives til væske
IR	Forkortelse for infra rød
Kation	Positiv ladet molekyle
Kolloid	Partikel der er så lille, at overfladekræfter spiller en betydelig rolle - de svæver og kan ikke fjernes ved bundfældning eller normal filtrering

ORD	FORKLARING
Kompleks	Opløst kemisk forbindelse dannet ved kobling af flere ioner
Kontaminering	Forurening. Bruges her især om påvirkning af prøven med uønskede stoffer ved uheldig håndtering
K_{ow}	Symbol for den fysiske-kemiske størrelse, okta-nol-vand-fordelingskoefficienter, der bl.a. benyttes til vurdering af et stofs sorptionsevne
Krydskontaminering	Se kontaminering. Påvirkning af prøven med uønskede stoffer fra andre prøver eller fra vand fra en anden boring (f.eks via udstyr der genbruges fra boring til boring)
Latex	Naturgummimateriale fremstillet af saft fra gummitræet
Log	Samlet betegnelse for en geofysisk måling udført over dybden i en boring. (F.eks gammalog, hvor gammastrålingen (mål for lerindhold) måles som funktion af dybden i en boring)
Logning	Udførelse af logs (se denne)
Lossepladsfane	Den, fra en losseplads, påvirkede del af grundvandsreservoir
Mobil	Betegnelse for et stof, som ikke tilbageholdes i nævneværdig grad i jordlagene
Moniteringsboring	Boring udført specielt med det formål at følge udviklingen af grundvandskvaliteten over tiden (f.eks kontrolboring ved lossepladser) med henblik på at man i tide kan gribe ind og begrænse forureningen
Monomer	Kemisk forbindelse der udgør byggestenen eksempelvis i et plastmateriale (polymer). Ved sammenkædning af monomerer dannes polymeren (f.eks er stoffet vinylchlorid monomeren i plastmaterialet PVC (polyvinylchlorid))
Neddrosling	Regulering af pumpeydelse via en lukkeanordning (drosselventil)
Neopren	Blødt gummimateriale (også kaldet polychloropren)
Nitrifikation	Omdannelse af ammoniak til nitrat. Processen foregår i to trin og kræver god ilttilførsel

ORD	FORKLARING
On-line	Betegnelse for apparatur (filtreringsenhed, feltanalyseudstyr) som kobles direkte på pumpe-slangen, således at prøven ikke kommer i kon-takt med atmosfæren
Oxideret	Iltet
PAH	Forkortelse for en kemisk stofgruppe nemlig de <u>P</u> oly <u>A</u> romatiske <u>H</u> ydrocarboner, som forefindes bl.a i olie, tjære o.lign.
Pakker	Oppustelig anordning som placeret i en boring, kan afspærre for den lodrette vandpassage og derved afgrænse intervaller i boringen
PCB	Forkortelse for en kemisk stofgruppe, nemlig de <u>P</u> oly <u>C</u> hlorerede <u>B</u> iphenyler, stoffer som bl.a. er benyttet i kondensatorer m.m.
PE	Forkortelse for plastmaterialet <u>P</u> oly <u>E</u> thylen, en af de mest almindelige plasttyper
PEL	Forkortelse for <u>P</u> oly <u>E</u> thylen med <u>L</u> av massefylde i modsætning til PEH (<u>P</u> oly <u>E</u> thylen med <u>H</u> øj mas-sefylde)
Permeabel	Gennemtrængelig
PP	Forkortelse for plastmaterialet <u>P</u> oly <u>P</u> ropylen
PTFE	Forkortelse for plastmaterialet <u>P</u> oly <u>T</u> etra <u>F</u> luoro <u>E</u> thylen (Teflon er denne type)
PVC	Forkortelse for plastmaterialet <u>P</u> oly <u>V</u> inyl <u>C</u> hlorid, som bl.a. er meget benyttet til frem-stilling af fore- og filterrør
Redoxpotentiale	Mål for iltningsgraden i et system. Redox potentialet er højt i iltede opløsninger og lavt (eventuelt negativt) i reducerede op-løsninger
Redoxprocesser	Samlet betegnelse for reduktion- og oxidati-onsprocesser, hvor reduktionsprocessen er mod-sat rettet oxidationsprocessen (iltning)
Reduceret	Stof, som har gennemgået en reduktionsproces (se under redoxprocesser), betegnes som et reduceret stof. "Reducerede" forhold benyttes ofte om iltfrie forhold

ORD	FORKLARING
Renpumpning	Pumpning i forbindelse med boringsetableringen, hvor partikulært materiale, tilført vand m.m., fjernes fra boringen og de nærmeste omgivelser i filterintervallet
Rent rum	Specialindrettet lokale (med overtryk i forhold til omgivelser), hvor der indblæses HEPA-filtreret luft til nedbringelse af partikelindhold i luften
Reversibel	En proces er reversibel, hvis den kan forløbe i begge retninger
Screening	Betegnelse for kemisk analyse, hvor prøven undersøges for indhold af flere ukendte stoffer på én gang
Silikonegummi	Kunststof fremstillet på basis af grundstoffet silicium i modsætning til andre polymerer, hvor hovedbestanddelen er kulstof
Silt	Sedimentfraktionen (jordpartikler) med kornstørrelse mellem ler og sand, dvs. mellem 0,002 mm og 0,06 mm
Slids	Spalte i filterrør
Sorption	Proces, hvor et stof bliver optaget i/på en fast fase fra en væske- eller luftfase
Spormetal	Metal som normalt er tilstede på sporniveau (dvs. i lave koncentrationer) Cadmium, Bly, Chrom er eksempler på spormetaller
Spødevand	Vand som tilsættes til borehullet under borearbejdet
Stratifikation	Lagdeling
Sugepumpe	Pumpe placeret i terræn som suger prøven op. Virker kun, hvis dybden til grundvandsspejlet er mindre end ca. 8 meter.
Sulfatreducerende bakterier	Bakterier, der omdanner sulfat ved reduktion til svovlbrinte
Teflon	Ofte benyttet plastmateriale af typen PTFE. Er relativt inert, men er også dyrt

ORD

FORKLARING

Titration	Kemisk analysemetode, hvor mængden af stof i opløsning bestemmes ved at måle hvor meget af en given titrervæske (f.eks en syre) der skal til, for at neutralisere eller omsætte sig med stoffet
TOC	Forkortelse for Total Organisk Carbon (kulstof), dvs. et mål for indholdet af organisk stof i en prøve
Trihalomethaner	Samlet betegnelse for kemiske forbindelser bestående af ét kulstof atom, ét brintatom samt tre halogenatomer (f.eks chlor, brom, jod, fluor m.m) Chloroform (CHl_3) er et enkelt eksempel på en trihalomethan
Udludning	Proces hvor stofafgivelse fra materialer søges afsluttet ved opbevaring af materialet i flere hold vand igennem længere tid, inden den egentlige brug af materialet
Undersøgelsesboringer	Boring udført med det formål at fastlægge lagfølgen eller at undersøge diverse forhold, f.eks. en forurening fra en given lokalitet
Vandforsyningsboring	Boring lavet med det formål at indvinde grundvand (til brug for markvanding, drikkevandsproduktion eller industrielle formål)
Volumenprøvetagning	Prøvetagning, hvor der fra en undersøgelsesboring med stor dimension og langt filter, pumpes gennem længere tid med stor pumpeydelse før prøven tages. Prøven udgøres derved af en blanding af vand fra et større område

A1 PRØVETAGNING AF GRUNDVAND MED HENBLIK PÅ ANALYSE FOR ORGANISKE FORBINDELSER - MATERIALEVALG

Forurening af vandprøver ved kontakt med materialer som plast og tab af vandprøvers indhold af organiske stoffer ved materialekontakt er undersøgt såvel i laboratoriet, som ved feltundersøgelser. De undersøgelser, der er grundlaget for de i afsnit 3.5 givne anbefalinger, er kort omtalt i dette appendix.

A1.1 MATERIALEAFGIVELSE AF ORGANISKE STOFFER

Forurening af vandprøver ved kontakt med især forskellige plastmaterialer er konstateret (Barcelona et al., 1985b) på op til ca. 30 mg C/l som total organisk kulstof (TOC). Monomerer og urenheder fra plastmaterialets fremstillingsproces (polymerisering), tilsatte blødgøringsmidler, stabilisatorer og muligvis farvestoffer, samt opløsningsmidler i lim og i plastbelægninger er blandt de typer af forbindelser, der kan frigives (Jaeger et al., 1970, Junk et al., 1974, Dressmann & McFarren, 1978, Wakeham et al., 1980, Boettner et al., 1981, Sosebee et al., 1982, Larson et al., 1983, Dunbar et al., 1985).

Mens opmærksomheden generelt er skærpet i forbindelse med valg af materialer til eksempelvis boringsudbygning, pumpe-slanger og beholdere, eksisterer også mindre åbenlyse risici for forurening af grundvandsprøver med organiske forbindelser. Brug af tilsætningsstoffer under udførelsen af en boring (boremudder m.v.), tilstedeværelsen af uheldige materialer i pumpe-pakninger, ventiler m.v. og smøring af bevægelige metaldele i pumper kan således medføre ændringer i en grundvandsprøves indhold af organiske stoffer.

A1.1.1 Prøveforureningsmekanismer

Afgivelse af organiske stoffer fra plastmaterialer antages primært at foregå ved fordeling ved diffusion imellem vandfase og plastmaterialet.

Det foreslås dog af Junk et al. (1974), at forurening af vandprøver i kontakt med plastmaterialer foruden ved simpel diffusiv fordeling imellem materiale og prøve kan ske som følge af mekanisk påvirkning af materialet. Forøgelse af tryk og strømningshastighed kan derfor antages at forøge risikoen for stofafgivelse.

Afgivelsen af stoffer stiger, når den effektive kontakttid øges, samt når temperaturen hæves (JTI, 1982).

Indhold af eksempelvis opløsningsmidler i en grundvandsprøve kan medføre forøget frigivelse af organiske stoffer fra plastmaterialer i kontakt med prøven (Gillham et al., 1983).

A1.1.2 Prøveforureningens materialeafhængighed

I tabel A1.1 er samlet oplysninger fra litteraturen om frigivelse af organiske stoffer fra plastmaterialer. Det skal bemærkes, at en række af de rapporterede undersøgelser er gennemført som accelererede laboratorieforsøg, hvorfor den konstaterede stofafgivelse kan betragtes som den "vørst mulige situation".

I forbindelse med godkendelse af plastmaterialer til brug i drikkevandsinstallationer er i 1982 gennemført en undersøgelse af frigivelse af total organisk kulstof (TOC) og udvalgte organiske stoffer/stofgrupper fra en række plastmaterialer og -fabrikater (JTI, 1982). Der gennemføres løbende undersøgelser af denne type som et led i godkendelsesproceduren for plastmaterialer til brug i drikkevandsinstallationer. I forbindelse med anvendelse af plastslanger til brug ved levnedsmiddelforarbejdning gennemføres ligeledes regelmæssigt godkendelsesprocedurer. En række resultater af sådanne undersøgelser er samlet i appendix 4. Med henblik på at verificere egnetheden af et plastprodukt med hensyn til afgivelse af organiske stoffer kan indhentning af sådanne undersøgelsesresultater fra den danske forhandler af produktet være nyttig.

Afgivelsen af organiske stoffer fra materiale til vandprøve er primært afhængig af materialets restindhold af frigivelige forbindelser. Bløde plastmaterialer indeholder generelt større mængder af afgivelige organiske

Tabel Al.1 Frigivelse af organiske stoffer fra plastmaterialer.

PLASTTYPE	STOFGRUPPE PÅVIST	ENKELTSTOFFER PÅVIST	KONCENTRATIONS- NIVEAU (µg/l prøve)	UNDERSØGELSESTYPE	REFERENCE
Teflon	Uspecificeret	Uspecificeret ^a	< 0,1	Accelereret laboratorieforsøg	Curran & Tomson, 1983
	Uspecificeret	Total organisk kulstof	0,4 x 10 ³	Accelereret laboratorieforsøg	Barcelona et al., 1985b
PVC, stiv	Uspecificeret	Uspecificeret ^a	< 0,1	Accelereret laboratorieforsøg	Curran & Tomson, 1980
	Stabilisatorer	Organotin- forbindelser	35	Accelereret laboratorieforsøg	Boettner et al., 1981
	Monomer	Vinylchlorid	1,4	Feltforsøg	Draasman & McFarren, 1978
PVC, blødt	Uspecificeret	Total organisk kulstof	20 x 10 ³	Accelereret laboratorieforsøg	Barcelona et al., 1985b
	Uspecificeret eller urenhed	Fede syrer og alkoholer, chloroeddike- syrebutylester og naphthalen	5 - 5 x 10 ³ ^b	Laboratorieforsøg	Junk et al., 1974
	Blødgørings- midler	Phthalater	10 ⁴ - 10 ⁵	Accelereret laboratorieforsøg	Jæger & Rubin, 1970
		Phthalater, fumaratester	5 - 5 x 10 ³ ^b	Laboratorieforsøg	Junk et al., 1974
	Stabilisatorer	Alkylphenoler, methoxyaceto- phenon	5 - 5 x 10 ³ ^b	Laboratorieforsøg	Junk et al., 1974
Pole- ethylen	Uspecificeret	Uspecificeret ^a	0,1	Accelereret laboratorieforsøg	Curran & Tomson, 1983
	Uspecificeret	Total organisk kulstof	12 x 10 ³	Accelereret laboratorieforsøg	Barcelona et al., 1985b
	Stabilisatorer	Alkylphenoler	1	Feltforsøg	Anselme et al., 1988
Polypro- pylen	Uspecificeret	Uspecificeret ^a	0,5	Accelereret laboratorieforsøg	Curran & Tomson, 1983
	Uspecificeret	Total organisk kulstof	14 x 10 ³	Accelereret laboratorieforsøg	Barcelona et al., 1985b
Siliko- gummi	Uspecificeret	Total organisk kulstof	18 x 10 ³	Accelereret laboratorieforsøg	Barcelona et al., 1985b
PVC-pri- mer og PVC-lim	Opfø- lgnings- midler	Tetrahydrofuran, methylethylketon, methyloisobutyl- keton og cyclo- hexanon	< 1 - 1 x 10 ³	Accelereret laboratorieforsøg	Sorebee et al., 1982
		Tetrahydrofuran og methylethyl- keton	5 x 10 ³	Feltforsøg	Sorebee et al., 1982
		Tetrahydrofuran	2 x 10 ²	Feltforsøg	Dunbar et al., 1985
PVC-belæg- ninger	Opfø- lgnings- midler	Tetrachlor- ethylen	10 - 10 ⁴	Feltforsøg	Wakeman et al., 1980 og Larson et al., 1983

a : apolare til middelpolare ikke-flygtige, gaschromatograferebare organiske stoffer

b : angiver samlet koncentration af frigivne stoffer i prøve

forbindelser end stive plastmaterialer. Forbindelser med lille fordelingsforhold imellem materiale og vand vil frigives med de højeste koncentrationer til følge, men vil kunne udludes mest effektivt inden anvendelsen af materialet.

For plastmaterialer af "low density" forventes frigivelsen af organiske stoffer at foregå hurtigere end for "high density"-materialer ud fra en vurdering af diffusionshastigheden igennem materialerne.

Selv om en plasttype i ét fabrikat er fundet velegnet med hensyn til afgivelse af organiske stoffer, kan andre fabrikater af den pågældende plasttype være aldeles uegnede. Variationer i restindhold af organiske stoffer i plasten kan dog variere imellem hver produktion ("batch") fra samme fabrikant. Forureninger kan forekomme fra nedbrydning af plasten og dens tilsætningsstoffer som følge af for høje temperaturer under plastbearbejdelsen eller fra hjælpestoffer benyttet under processer i tilknytning til den egentlige fremstilling som eksempelvis limning, overfladerengøring med opløsningsmidler m.v. (Jensen et al., 1988).

A1.1.3 Feltundersøgelser

Der er på Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI) gennemført en mindre undersøgelse omfattende frigivelse af udvalgte organiske stofgrupper fra plastslanger under feltsimulerende forhold (VKI, 1987). Resultaterne af denne undersøgelse viste, at de afprøvede fabrikater af teflon- og PVC-slanger hverken afgav signifikante mængder (mg/l niveau som C) af ikke-flygtigt organisk kulstof (NVOC) eller påviselige mængder (10 µg/l niveau som Cl) af adsorberbart organisk halogen (AOX).

De organiske stoffer, der ved feltundersøgelser er påvist frigivet fra materialer i kontakt med vandprøver, har helt overvejende været opløsningsmidler. Forbindelser som tetrahydrofuran og tetrachlorethylen er påvist frigivet fra lim og overfladebelægninger benyttet under udførelse af faste installationer (tabel A1.1).

Det skal i denne forbindelse understreges, at miljøfremmede organiske stoffer påvist i såvel forventet uforurenede, som i forventet forurenede

prøver, bør give anledning til en vurdering af, om forurening kan have fundet sted i forbindelse med prøvetagning eller ved undersøgelsen i øvrigt. For eksempel har man på denne måde erfaret, at nylonslanger kan afgive N-butylbenzensulfonamid på niveau 0,2-10 mg/l under prøvetagning (Levneds-middelkontrollen I/S, 1988).

Prøveforurening med organiske stoffer, der optræder som følge af forurening af de benyttede materialer ved bearbejdning, transport eller tidligere brug, ses særligt i form af opløsningsmidler eller materialestumper introduceret under materialets bearbejdning og i form af stumper af låg, pakninger m.v. fra prøvebeholdere frigjort som følge af slitage. Tillige er der risiko for overføring af forureningskomponenter fra forurenede borer til mindre forurenede borer ved gentagen brug af samme pumpe, slange eller prøvetager (krydskontaminering). Chlorerede opløsningsmidler kan således absorberes effektivt i slangemateriale ved kontakt med forurenede vandprøver og kan derefter frigives derefter langsomt, såfremt slangen derefter anvendes til udtagning af mindre forurenede prøver (Barcelona et al., 1985b).

Al.2 TAB AF ORGANISKE STOFFER

En lang række undersøgelser er gennemført med henblik på at vurdere risikoen for tab af flygtige organiske stoffer, når forskellige materialer anvendes ved boringsudbygning, prøvetagning og prøveopbevaring. Der foreligger derudover sporadiske oplysninger om enkeltstoffer tilhørende andre stofgrupper som aniliner, detergenter, PAH'er og PCB'er.

Blandt de gennemførte undersøgelser er en del udført som laboratorieforsøg med henblik på at vurdere bindingen af enkeltstoffer til eller i plastmaterialer under ligevægtsforhold. Der opnås dermed et mål for det størst mulige tab ved binding til materialet. I tabellerne Al.2 og Al.3 er samlet resultaterne af en række sådanne undersøgelser.

Al.2.1 Tabsmekanismer

De gennemførte laboratorieforsøg indikerer (Reynolds & Gillham, 1985 og Barcelona et al., 1985b), at bindingen af chlorerede opløsningsmidler sker

Tabel A1.2 Binding af chlorerede opløsningsmidler til udvalgte materialer belyst ved accelererede laboratorieforsøg.

MATERIALETYPE	ENKELTSTOFFER	KONCENTRATIONSNIVEAU (µg/l prøve)	BINDING AF STOF (TAB) (%)	UNDERSØGELSESTID (timer)	REFERENCE
Teflon	Chloroform	90 - 120	20 ^a	1	Barcelona et al., 1985b
	1,1,1-Trichlorethan		10 ^a		
	Trichlorethylen		40 ^a		
	Tetrachlorethylen		60 ^a		
	1,1,1-Trichlorethan	45	< 5	1	Reynolds & Gillham, 1985
	Tetrachlorethylen	39	20		
	Methylenchlorid	133	i.d. ^b	168	Sykes et al., 1986
	1,2-Dichlorethan	126	i.d.		
	Trichlorethylen	147	i.d.		
	Chlorbenzen	110	i.d.		
PVC, stiv	Bromoform	4	< 25	1008	Miller, 1982
	1,1,1-Trichlorethan	2	< 25	1008	
	Trichlorethylen	3	< 25	1008	
	Tetrachlorethylen	2	50	338	
	1,1,1-Trichlorethan	45	< 15	1	Reynolds & Gillham, 1985
	Tetrachlorethylen	39	< 5		
	Methylenchlorid	133	i.d.	168	Sykes et al., 1986
	1,2-Dichlorethan	126	i.d.		
	Trichlorethylen	147	i.d.		
	Chlorbenzen	110	i.d.		
PVC, blød	Chloroform	90 - 120	80 ^a	1	Barcelona et al., 1985b
	1,1,1-Trichlorethan		80 ^a		
	Trichlorethylen		90 ^a		
	Tetrachlorethylen		90 ^a		
Polyethylen, stiv	Bromoform	4	50	< 1008	Miller, 1982
	1,1,1-Trichlorethan	2	75	< 1008	
	Trichlorethylen	3	75	168	
	Tetrachlorethylen	2	100	< 1008	
Polyethylen, blød	Chloroform	90 - 120	50 ^a	1	Barcelona et al., 1985b
	1,1,1-Trichlorethan		30 ^a		
	Trichlorethylen		90 ^a		
	Tetrachlorethylen		100 ^a		
	1,1,1-Trichlorethan	45	40	1	Reynolds & Gillham, 1985
	Tetrachlorethylen	39	70		
	Bromoform	4	25	< 1008	Miller, 1982
	1,1,1-Trichlorethan	2	50	< 1008	
	Trichlorethylen	3	75	168	
	Tetrachlorethylen	2	100	< 1008	
Polypropylen, blød	Chloroform	90 - 120	40 ^a	1	Barcelona et al., 1985b
	1,1,1-Trichlorethan		20 ^a		
	Trichlorethylen		70 ^a		
	Tetrachlorethylen		80 ^a		
	1,1,1-Trichlorethan	45	10	1	Reynolds & Gillham, 1985
	Tetrachlorethylen	39	60		
Silikonegummi	Chloroform	90 - 120	90 ^a	1	Barcelona et al., 1985b
	1,1,1-Trichlorethan		80 ^a		
	Trichlorethylen		90 ^a		
	Tetrachlorethylen		90 ^a		
Latexgummi	1,1,1-Trichlorethan	45	80	1	Reynolds & Gillham, 1985
	Tetrachlorethylen	39	70		
Rustfrit stål	Methylenchlorid	133	i.d.	168	Sykes et al., 1986
	1,2-Dichlorethan	126	i.d.		
	Trichlorethylen	147	i.d.		
	Chlorbenzen	110	i.d.		

a : på grund af upræcise angivelser i referencen kan alene en størrelsesorden angives.

b : ingen signifikant binding kan påvises.

Tabel A1.3 Binding af ikke-flygtige organiske stoffer til udvalgte materialer belyst ved accelererede laboratorieforsøg.

MATERIALETYPE	ENKELTSTOFFER	KONCENTRATIONSNIVEAU (µg/l prøve)	BINDING AF STOF (TAB) (%)	UNDERSØGELSESTID (timer)	REFERENCE	
Teflon	3,5-Dichloranilin	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	2 - 8	4	Janicke, 1984	
	Aniondetergent ^a	5 x 10 ³	0	4		
	Noniondetergent ^b	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	5 - 16	4		
	Kationdetergent ^c	5 x 10 ³	1	4		
	2-Chlorphenol	10 ³	< 6	4 ^d		Chladex & Marano, 1984
PVC, stiv	Bensen	1 x 10 ³	< 5	1	Gillham & O'Harnesin, 1988	
	p-Xylen	1 x 10 ³	< 5	1		
	PCB ^e	45	73	4		Lawrence & Tosine, 1976
PVC, blød	3,5-Dichloranilin	20 x 10 ³	88	4	Janicke, 1984	
	Aniondetergent	20 x 10 ³	29	4		
	Noniondetergent	20 x 10 ³	22	4		
	Kationdetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	10 - 18	4		
	Bensen	1 x 10 ³	60	1		Gillham & O'Harnesin, 1988
p-Xylen	1 x 10 ³	73	1			
Polyethylen, blød	3,5-Dichloranilin	20 x 10 ³ - 50 x 10 ³	15 - 24	4	Janicke, 1984	
	Aniondetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	18 - 20	4		
	Noniondetergent	50 x 10 ³	4	4		
	Kationdetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	12 - 13	4		
	Bensen	1 x 10 ³	40	1		Gillham & O'Harnesin, 1988
p-Xylen	1 x 10 ³	73	1			
Polypropylen, blød	4-Methoxyacetophenon	-	12 ^f	4	Polack et al., 1979	
	PAB ^g	40 x 10 ³ - 400 x 10 ³	87 - 88	10 ⁻² h ^h		Rice & Gold, 1984
	Dibutylphthalat	100	78	10 ⁻² h ^h		
Silikonegummi	3,5-Dichloranilin	50 x 10 ³	78	4	Janicke, 1984	
	Aniondetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	14 - 21	4		
	Noniondetergent	50 x 10 ³	25	4		
	Kationdetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	3 - 10	4		
Latexgummi	3,5-Dichloranilin	50 x 10 ³	78	4	Janicke, 1984	
	Aniondetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	31 - 43	4		
	Noniondetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	28 - 41	4		
	Kationdetergent	5 x 10 ³ - 50 x 10 ³	29 - 48	4		
Glas	2-Chlorphenol	10 ³	18 - 24	-	Chladex & Marano, 1984	
Rustfrit stål	Bensen	1 x 10 ³	< 5	1	Gillham & O'Harnesin, 1988	
	p-Xylen	1 x 10 ³	< 5	1		

a : tetrapropylbenzensulfonat

b : nonylphenoldecaethoxylat

c : alkyldimethylbenzylammoniumchlorid

d : ikke specificeret i referencen

e : gennemsnitlige værdier opnået for Arochlor 1242 og Arochlor 1254

f : tabet er opnået ved forhøjet temperatur (54,5°C)

g : resultater citeret for acenaphthalen, phenanthren, fluoranthren og pyren

h : resultaterne er opnået under forsøgsbetingelser med særlig effektiv kontakt mellem vandfasen og adsorbent, idet maksimal binding tilstræbes

ved sorption i plastmaterialets overfladelag efterfulgt af diffusion ind i materialet (absorption). Binding til materialets overflade som enkeltlag (adsorption) er dog vist at kunne forklare eksperimentelle data for binding af chlorerede methaner til plastmaterialer (Cook & Hartz, 1983).

Mængden af flygtige organiske stoffer, der ved langvarig kontakt kan bindes til stive materialer af type PVC, polyethylen og polypropylen er af størrelsesordenen 0,5-5 ng per cm² (Miller et al., 1982).

Ved absorption af organiske forbindelser i materialerne kan disse i modsætning til ved adsorption ikke forventes, at kunne "mættes" med en vandprøves organiske indholdsstoffer. Stofferne vil i øvrigt efterfølgende kunne frigives vedvarende til mindre forurenede prøver, f.eks. efter renpumpning eller på et nyt prøvetagningssted. Den efterfølgende frigivelse til mindre forurenede vandprøver er fundet til eksempelvis mindre end 13% for tetrachlorethylen bundet i stiv PVC, mens mere end 70% af trichlorethylen bundet i polyethylen er fundet frigjort (Miller et al., 1982).

Diffusiv udveksling af organiske forbindelser fra forurenat vand til mindre forurenat vand kan tillige være en risiko. Transport af forureningskomponenter fra et overliggende forurenat magasin igennem plastforerør eller lignende til vand kommende fra et underliggende uforurenat reservoir kan ske (Barker et al., 1987). Ligeledes bør risikoen for diffusion af organiske stoffer fra et forerør førende forurenat vand fra et underliggende magasin til grundvandet i et højere liggende reservoir tages i betragtning, når såkaldte flerniveau-prøvetagningsreder benyttes.

Cook & Hartz(1983) viste, ligesom Janicke(1984), at det største relative tab af stoffer som chlorerede opløsningsmidler og chloraniliner er set for de højere koncentrationer i de undersøgte vandprøver. Højere procentuelle tab er set ved de lavere koncentrationer for andre stoffer og i andre undersøgelser (Ho, 1983). Sammenhængen imellem relativt tab og stofkoncentration er således ikke afklaret.

Laboratorieforsøgene viser, at tabet stiger med øget kontakttid (figur A1.1) samt af tabet forøges med stigende temperatur (Polack et al., 1979).

Der foreligger ikke undersøgelsesresultater, der belyser sammenhængen mellem tab af organiske forbindelser ved binding i eksempelvis plastmaterialer og vandprøvens egenskaber i øvrigt (eksempelvis indhold af opløsningsmidler, ionstyrke eller lignende).

Al.2.2 Tabets materialeafhængighed

Tabet af en vandprøves indhold af organiske forbindelser ved kontakt med materialer benyttet under prøvetagning afhænger primært af de valgte materialer (Barcelona et al., 1985b). Det gælder også for tab, at risikoen er størst for bløde materialer og for materiale af "low density".

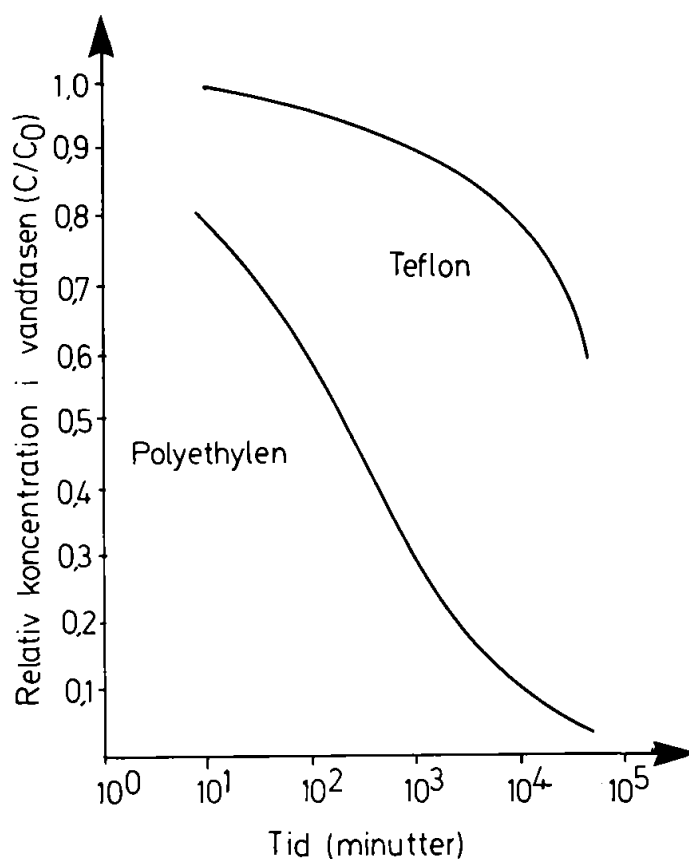
Al.2.3 Tabets stofafhængighed

Der er ikke en entydig sammenhæng imellem tab af et organisk stof fra en vandprøve ved binding i plastmaterialer og stoffets fysisk-kemiske egenskaber som eksempelvis oktanol/vand-fordelingsforholdet : K_{ow} (Reynolds & Gillham, 1985). Karakterisering af stoffernes polaritet ved fordelingsforhold hexan/vand eller undecan/vand kan muligvis give bedre mulighed for at forudsige et givet organisk stofs potentiale for binding til plastmaterialer (Serota et al., 1970, Polack et al., 1979 og Reynolds & Gillham, 1985). K_{ow} -værdier må dog vurderes at have værdi til kvalitative vurderinger af risikoen for tab ved binding, særligt når det omfattende datasæt for K_{ow} -værdier tages i betragtning (Gillham et al., 1983).

Al.2.4 Feltundersøgelser

I en række gennemførte feltsimulerende undersøgelser og egentlige feltundersøgelser af sammenhæng imellem prøvetagningsmetode og prøvens indhold af organiske forbindelser indgår også vurderinger af materialevalgets betydning. Foruden binding i materialet indgår tab af forbindelser ved diffusion i denne type undersøgelseres resultater.

Ho viste i en feltsimulerende undersøgelse (Ho, 1983), at genfindingen for en række chlorerede C_1 - og C_2 -forbindelser var 85-95% på niveau 1-100 $\mu\text{g/l}$ ved prøvetagning igennem 3 m siliconeslange (10 mm indre diameter, i.d.).



Figur A1.1 Binding af 1,1,1-trichlorethan til teflon og polyethylen fra 45 $\mu\text{g/l}$ vandig opløsning som funktion af tiden (modificeret efter Reynolds & Gillham, 1985).

For teflonslange anvendt under samme betingelser kunne der ikke konstateres signifikant tab af de organiske forbindelser.

Et kort stykke (0,3 m) slange af siliconegummi svarende til det, der optræder som pumpeslanger ved peristaltiske pumper, er dog vist ikke at medføre tab af chlorerede opløsningsmidler ved passage (0,5 l/minut) af vand med 5-40 $\mu\text{g/l}$ enkeltstoffer (Barker & Dickhout, 1988).

Prøvetagning igennem PVC-slange (6 m med 32 mm i.d.) gav ved en feltundersøgelse for prøver med 20-40 $\mu\text{g/l}$ 1,2-dichlorethylen og trichlorethylen et tab på 12-15% (Pearsall & Eckhardt, 1987).

Udbygningen af boringer med forerør af rustfrit stål, teflon og hård PVC er undersøgt med henblik på tab af organiske stoffer ved at udføre og monitorere ganske tætliggende boringer opstrøms og nedstrøms for 2 lossepladser (Barcelona & Helfrich, 1986). Undersøgelsens resultater er ikke entydige, men antyder, at der for forurenede prøver optræder et tab af organiske forbindelser taget under et (som TOC, udgangskoncentration ca. 10-40 mg C/l), når prøvetagning fra boringer med PVC-rør sammenlignes med prøvetagning fra boringer med forerør af rustfrit stål og teflon. Analyser for chlorerede opløsningsmidler (1,1-dichlorethan, 0,2-0,4 µg/l, og cis-1,2-dichlorethylen, 0,1-0,3 µg/l) viser for den ene plads et væsentligt tab, når den PVC-forede boring sammenlignes med den rustfrit stål-udbyggede boring. For plads 2 ses et uklart billede, der formodentlig skyldes binding af opløsningsmidlerne til PVC-overfladen efterfulgt af frigivelse ved prøvetagning.

Forerør af rustfrit stål anbefales fremfor PVC-rør af US-EPA (Emenhiser & Singh, 1984).

A2. PUMPER OG ANDET PRØVETAGNINGSDSTYR

A2.1 INDLEDNING

Formålet med dette appendix er at give en indføring i de forskellige pumper og prøvetagningsudstyr, der er blevet benyttet i de seneste år i forbindelse med grundvandsundersøgelser. Specielt vil der blive fokuseret på de fordele og ulemper, de forskellige systemer besidder.

Der kan stilles en lang række krav til "det ideelle prøvetagningssystem", krav, som ofte kan være direkte modsat rettede.

Udstyret bør således:

1. være udført i inerte materialer
2. ikke udsætte prøven for tryk- eller temperaturændringer under prøvetagningen
3. ikke give anledning til krydskontaminering mellem boringer
4. kunne benyttes både til forpumpning og prøvetagning
5. være brugbart i alle dybder
6. være brugbart i alle slags boringer
7. være let at håndtere
8. være driftsikkert
9. være billigt i anskaffelse og drift

ad 1) Brug af ikke inerte materialer kan betyde, at der kan afgives stoffer

til prøven eller stoffer fra prøven kan optages i materialet (se kapitel 3). Udstyret bør heller ikke indeholde bevægelige dele som kræver smøring med smøremidler, og som kommer i direkte kontakt med prøven.

- ad 2) Næsten alt prøvetagningsudstyr bringer prøven til overfladen i "åben" tilstand, hvilket betyder, at der uvilkaarligt vil ske et tryktab svarende til den hydrostatiske trykforskel mellem udtagningsniveauet og grundvandsspejlet. Specielt i vand med højt indhold af opløste gasser kan dette give anledning til afgang (se appendix 3). Tryktab kan undgås ved at pumpe vandet direkte til en lukket beholder, der har samme tryk, som er fremherskende, hvor prøven tages.
- ad 3) En overførsel af vand fra én boring til en anden kan være svær at undgå totalt. En fornuftig forpumpning samt en konstruktion af udstyret, som muliggør en total bortskylning af "gammelt" vand vil dog minimere dette problem. Prøvetages der i samme episode fra boringer med forventeligt store forskelle i vandkvalitet, kan der anvendes én prøvetager pr. boring (eventuelt fast installeret). I øvrigt bør udstyret kunne adskilles rimelig let, så inspektion og grundig rengøring i laboratoriet kan gennemføres (se i øvrigt kapitel 8).
- ad 4) Før der tages prøver, bør boringen forpumpes (se kapitel 4). I større boringer kan det kræve, at udstyret har en rimelig stor tømningsevne, for at forpumpningen ikke skal tage urimelig lang tid. På den anden side kan det være nødvendigt, at prøven tages ved en betydelig mindre pumpeydelse (af hensyn til afgang). Udstyret bør således have variabel ydelse. Ofte kan det være nødvendigt at kombinere forskelligt udstyr (ét udstyr til forpumpning, et andet til prøvetagning) .
- ad 5) Specielt bør udstyret kunne fungere i boringer med lav vanddybde (dvs. uden store krav til neddykningsgrad)
- ad 6) Dette er et meget restriktivt krav, som oftest ikke kan opnås. Der er rapporteret boringsdiametre fra 10 til 150 mm, et spænd som nødvendiggør et til situationen tilpasset udstyr. Det meste nyere udstyr er dog

blevet udviklet med henblik på prøvetagning i boringer med diameter mindre end 50 mm (jvf. kapitel 2).

ad 7) Hermed menes både vægt- og forståelsesmæssigt. Den tid der går med prøvetagning af en boring reduceres betydeligt, hvis udstyret har en ringe vægt. Der er langt større risiko for en forkert håndtering af udstyret, hvis dette har en kompliceret opbygning, som kræver f.eks. indgående læsning af større manualer.

ad 8) Driftssikkerhed hænger ofte sammen med en enkel opbygning

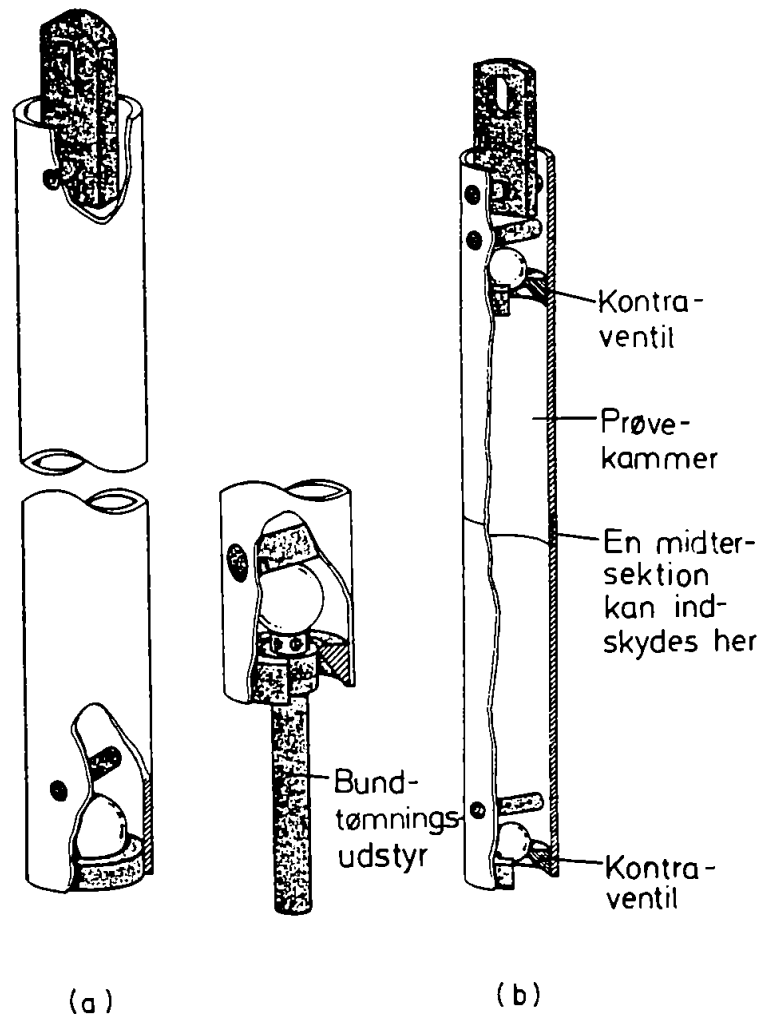
Det skal allerede fremhæves nu, at der ikke findes prøvetagningsudstyr, som opfylder alle de nævnte krav. Mange har dog forsøgt sig, og der findes i dag et væld af prøvetagningsudstyr, det være sig kommercielt tilgængelig eller speciel udstyr udviklet i forbindelse med forskningsprojekter. Meget af det kommercielt tilgængelige udstyr produceres af nordamerikanske firmaer.

De forskellige producenter er af arbejdsgruppen blevet kontaktet direkte, bl.a. med henblik på at opnå oplysninger om produkterne forhandles af danske agenturer. Disse henvendelser viste, at kun enkelte produkter findes på det danske marked. Af samme grund vil de engelske betegnelser for udstyret blive angivet i det følgende.

Der vil i dette appendix ikke blive nævnt eller anbefalet konkrete produkter. Der henvises i stedet til tidsskriftet "Ground Water Monitoring Review", som indeholder mange annoncer.

Den store gruppe af forskelligartet prøvetagningsudstyr kan inddeles i fem kategorier:

- vandhentere ("grab samplers", "bailers")
- sugepumper ("suction lift pumps")
- dykpumper ("submersible pumps")
- montejustpumper ("gas drive pumps")
- andre pumper



Figur A2.1 (a) Standard vandhenter. (b) Niveau-bestemt vandhenter med to kontraventiler. I midten ses et "bund-tømnings-udstyr" (Gillham et al., 1983).

Disse fem kategorier vil blive behandlet separat i dette appendix. Sidst i appendices gives en tabelleret oversigt over de vigtigste fordele og ulemper ved de forskellige metoder.

A2.2 VANDHENTERE

Vandhenterer hører nok til de simpleste typer prøvetagningsudstyr. De består af en beholder (normalt en cylinder), der sænkes ned i boringen, hvor den fyldes med vand fra boringen. Den kan så (med håndkraft eller vha. et spil) trækkes op igen, og prøven kan overføres til prøvebeholderen. Normalt har

vandhenteren en kontraventil i bunden, som tillader at vandhenteren fyldes fra bunden, når den sænkes ned gennem vandet (se fig A2.1a). ("Open bailers"). Vandhenteren kan også være udstyret med to kontraventiler (i top og bund) ("point-source bailers") (se fig A2.1b). Dette skulle give mere dybdespecifikke prøver. Det er dog tvivlsomt, om ikke vandet blandes betydeligt ved passage gennem vandhenteren. Vandhenteren bør trækkes op og ned i prøvetagningsdybden, så det sikres at vand i henteren, netop stammer fra den pågældende dybde.

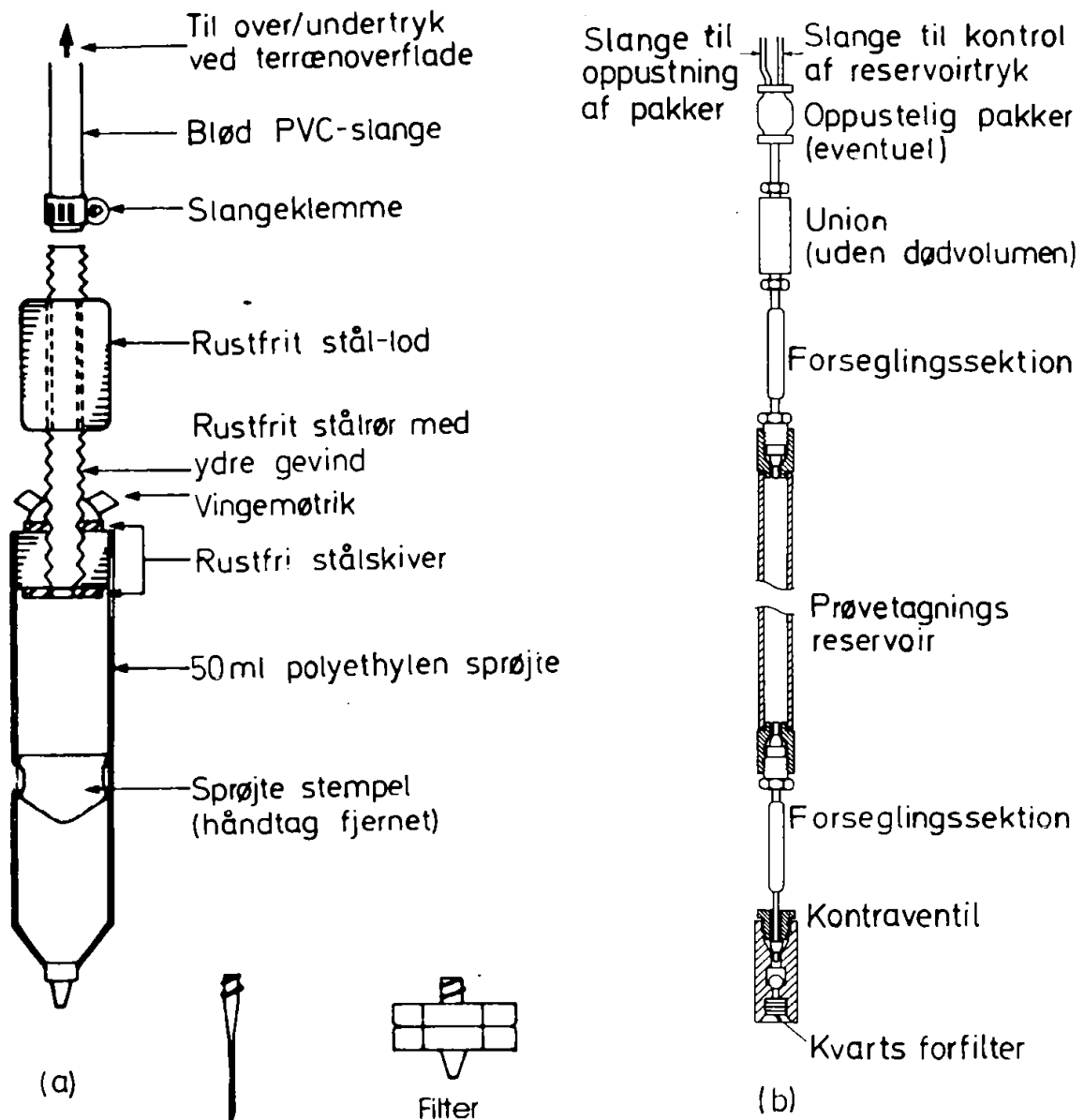
Vandhenteren er normalt uegnede til forpumpning, specielt i dybe borer, idet de skal sænkes, løftes og tømmes adskillige gange før et passende volumen er fjernet fra boreren.

Prøvetagning med vandhenter er relativt skånsom. Der påføres ingen undertryk på prøven, og de eneste risici for afgang er forbundet med tab i hydrostatisk tryk, når vandhenteren løftes op til overfladen, samt i forbindelse med aftapning af prøve. Der findes dog specielt aftapningsudstyr, der minimerer faren for afgang (se fig A2.1).

Vandhenteren er normalt udført i PVC, teflon eller rustfrit stål, i dimensioner fra 1-5 tommer og med varierende længder.

For ekstremt flygtige komponenter kan afgang være et problem (se appendix 3)). Af den grund er der blevet udviklet specielle vandhenter, hvor vandets oprindelige tryk bibeholdes. På figur A2.2 ses to eksempler på sådant udstyr, nemlig en sprøjteprøvetager ("syringe sampler"), (Gillham, 1982) og den såkaldte "Waterloo-canister" (Johnson et al., 1987).

Sprøjteprøvetageren består af en sprøjte, hvor stempels bevægelse er styret ved at påføre over- eller undertryk fra overfladen via en slange. Når sprøjten er fyldt, hæves den til overfladen. De fleste sprøjteprøvetager udtager små mængder prøve af gangen (50-100 ml) og kan derfor være uegnede til visse analyser som kræver større prøvemængder. Princippet ved sprøjteprøvetageren kan dog overføres til større skala (prøvemængder op til 1 l). En sprøjteprøvetager med en prøvolumen på 850 ml og en ydre diameter på 32 mm er kommerciel tilgængelig (Nielsen & Yeates, 1985).



Figur A2.2 Eksempel på vandhentere, der kan bringe vandet til terræn i lukket tilstand. (a) Sprøjteprøvetager (Gillham, 1982). (b) Waterloo-canister (Johnson et al., 1987).

Den på figur A2.2b viste "canister-prøvetager" er udviklet til brug i helt små filterrør (<10 mm). Prøvemængden er lille (10 ml), men princippet kan overføres til større diametre. Prøvetageren er udstyret med en kontraventil, der kan kontrolleres med gastryk fra overfladen. Prøvetageren sænkes ned med påført overtryk så kontraventilen holder lukket. Når den rigtige dybde nås, tages trykket af, røret fyldes, overtryk påføres igen og prøvetageren hejses op. Da prøvetageren er lukket, sker der ingen tryktab ved tab af hydrostatisk højde. Prøvetageren tillukkes ved sammenklemning af de to "crimping

sectioner". Prøven kan herefter overføres direkte til analyseinstrumentet (Johnson et al., 1987).

Et dansk firma har udviklet en prøvehenter til prøvetagning for flygtige komponenter. Prøvehenteren består af en evakueret flaske, der sænkes ned i boringen i det niveau, hvor prøven ønskes taget. Ved hjælp af et faldlod, punkteres låget af den evakuerede flaske med en kanyle, hvorved grundvand strømmer ind i flasken. Dette system bevirker at flasken ikke fyldes helt, der vil være et vist "headspace" i flasken til sidst. Til gengæld bibeholdes det oprindelige indhold af stof i flasken, enten i vand- eller luftvolumenet. Ved en speciel "purge and trap" metode opsamles organiske stoffer fra prøven på en absorbent og overføres herfra til analyseapparatet. Det hele foregår i lukket system, hvorfor fordampningstab er minimeret.

A2.3 SUGEPUMPER.

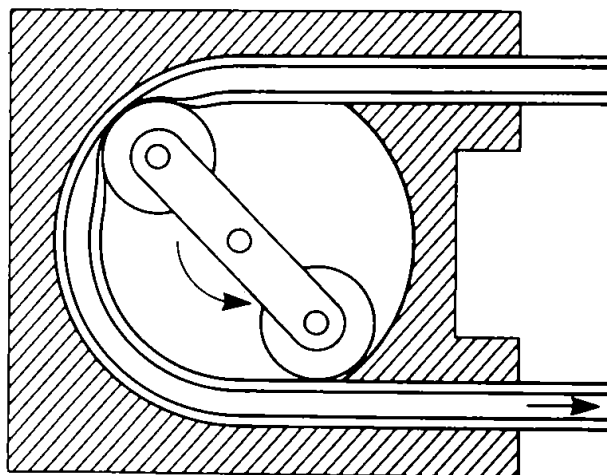
Ved brug af sugepumper sættes der undertryk på en slange, der nedsænkes i boringen. Der kan også suges direkte på boringen (især for boringer med lille diameter). Selve pumpen er således placeret i terræn.

Da prøven tages vha. undertryk, er der en grænse for hvor stor en løftehøjde, der kan overkommes. I teorien ligger grænsen ved 10 meters løftehøjde, men i praksis er den ca. 8 meter. Bemærk at det er løftehøjden fra terræn til grundvandsspejlet der er af betydning, og ikke afstanden fra terræn til indtagets placering.

Det største problem ved brug af sugepumpeprincippet er faren for afgasning af prøven. Problemet er specielt stort i tilfælde, hvor vandet indeholder større mængder opløste gasser.

Der er flere typer pumper der kan benyttes:

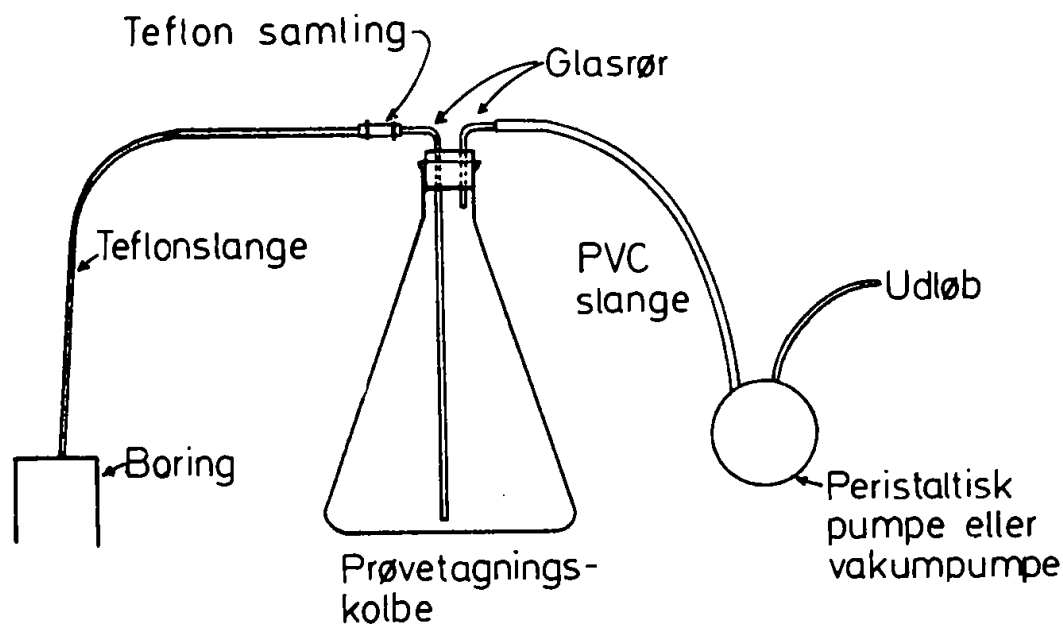
- centrifugalsugepumper
- peristaltiske pumper
- vakuumpumper



Figur A2.3 Princippet i en slangepumpe, hvor en rotor "masserer" en blød slange, hvorved den i slangen indeholdte væske fortrænges (Andersen, 1977).

Centrifugalsugepumper ("centrifugal suction pumps") er den type sugepumpe, der kan give den højeste ydelse (20-150 liter/minut (Scarf et al., 1981)). Pumpen virker ved, at vandet bringes i rotation af pumpehjulet, og dermed slynges mod periferien af pumpehuset, hvor udløbet er anbragt. Ved vandets bevægelse skabes et undertryk, som løfter vandet ud af boringen. Et af de største problemer med centrifugalsugepumpen er, at den ikke er selvansugende, hvilket betyder, at pumpe slangen og pumpen skal spædes med vand for at virke. Herved introduceres en betydelig fare for, at prøven kontamineres af spædevandet. Prøven kan ligeledes påvirkes i pumpens indre, der som regel ikke er lavet af inerte materialer.

Peristaltiske pumper, ventrikket pumper eller slange pumper ("peristaltic pumps") består af en rotor med flere påsatte ruller. En fleksibel slange indsættes omkring rotoren, hvor de påsatte ruller masserer slangen, for derved at skabe et undertryk (se figur A2.3). Peristaltiske pumper har en relativ lav ydelse (typisk mindre end 5 liter/minut). Pumperne kan kun arbejde med bløde, fleksible slanger (oftest silikonegummi eller blødgjort PVC), så der kan være fare for tab og afsmitning i pumpe slangen (specielt gældende for organiske stoffer og opløste gasser -se kapitel 3 og 9). For at



Figur A2.4 Prøvetagning med sugepumpe uden kontakt mellem prøve og pumpe (Scarf et. al., 1981).

undgå risikoen for tab og afsmitning, kan pumpen benyttes til at skabe undertryk direkte i prøvebeholderen, der derved fyldes med prøve (se figur A2.4). Dette er muligt, da peristaltiske pumper er selvansugende (kan pumpe direkte på luft). Denne metode kan dog give anledning til en forøget afgasning p.g.a. det relative store luftvolumen, som prøven møder i prøveflasken (Gillham et al., 1983). Dette kunne dog delvis afhjælpes ved, at lade prøveflasken løber over et antal gange.

Ved at benytte en opstilling som vist på figur A2.4 kan vakuumpumper, som kun kan pumpe luft, benyttes. Af vakuumpumper kan nævnes hånddrevne stempelvakuumpumper ("omvendte cykelpumper"), vandstrålepumper (ejektorpumper), (hvor vandbevægelsen f.eks dannes af en centrifugalpumpe i et lukket kredsløb) eller elektrisk drevne olievakuumpumper. Et ønsket overløb fra prøveflasken kan opnås ved, at placere endnu en flaske mellem prøveflasken og pumpen.

A2.4 DYKPUMPER

Begrebet "dykpumper" skal her forstås som prøvetagningsudstyr, hvor selve pumpen er neddykket under grundvandsspejlet. Den drivende enhed (motor

el.lign.) kan enten være sammenbygget med pumpen eller placeret på terræn. I dette afsnit vil to forskellige typer pumper blive omtalt, nemlig strømningspumper, hvor vandbevægelsen fremkaldes ved centrifugalpåvirkning fra en roterende enhed, pumpehjulet, samt fortrængningspumper, hvor vandbevægelsen fremkaldes ved fortrængning (fra stempel, membran el. lign). Det specielle tilfælde hvor vandbevægelsen fremkaldes ved fortrængning ved påførsel af gastryk, den såkaldte "montejuspumpe" (Andersen, 1977) behandles i et separat afsnit.

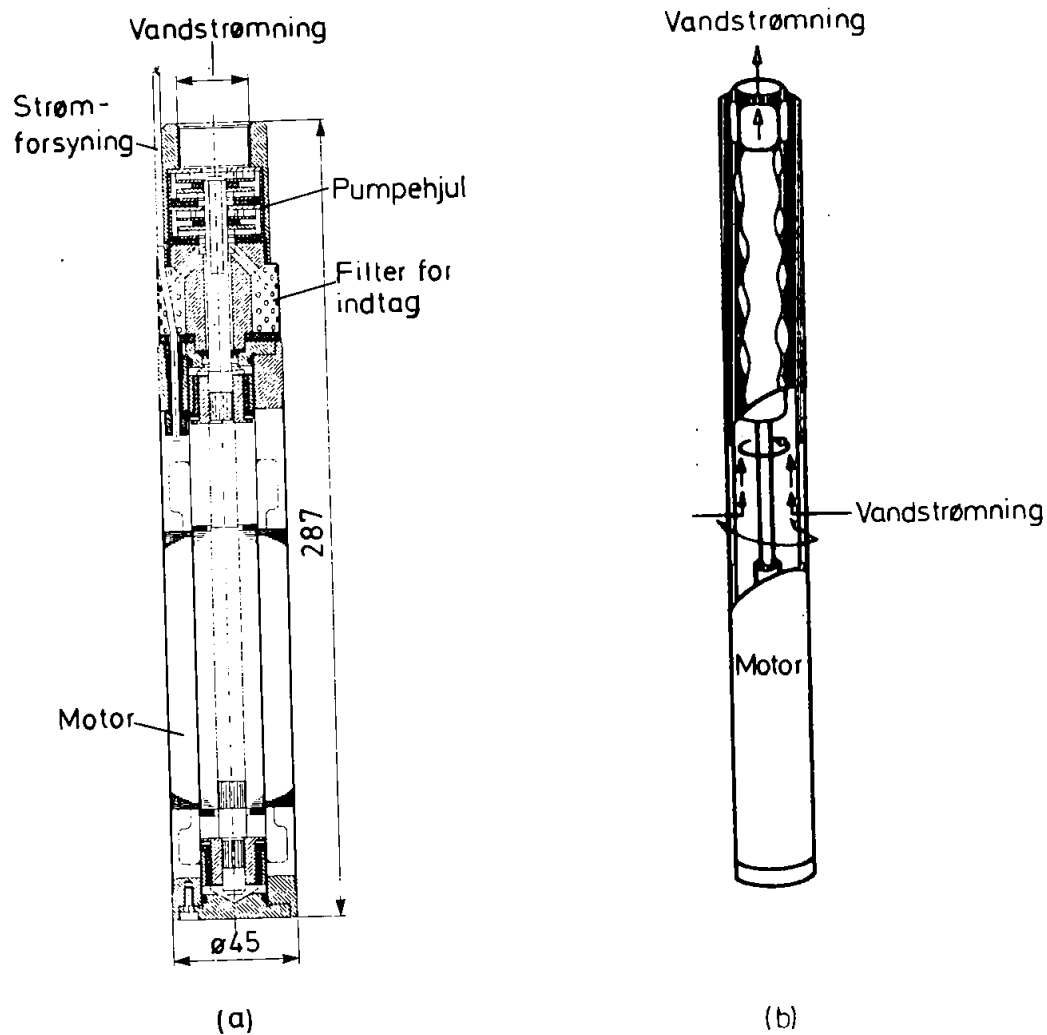
A2.4.1 Strømningspumper

Centrifugalpumper ("Centrifugal pumps").

Dykpumper af centrifugaltypen er nok de mest anvendte pumper til grundvandsprøvetagning i Danmark, bl.a. fordi en af de på verdensmarkedet førende producenter af centrifugalpumper er dansk. Centrifugalpumperne består af en eller flere centrifugalpumpeenheder hver med et pumpehjul direkte koblet til en dykket eldreven motor. Indtil dato har den mindste dykpumpe af denne type været til brug i 4 tommer borer. I 1989 vil der dog blive udsendt en mindre centrifugalpumpe på markedet med en ydre diameter på 45,5 mm og udført i rustfrit stål, teflon og viton (se figur A2.5a). Pumpeydelsen er regulerbar via en frekvensomformer fra 25 liter/minut (ved ca. 15 meters løft) til mindre end 10% heraf. Pumpen drives ved 220 V f.eks. fra generator.

Også et amerikansk firma har for nylig sendt en lille centrifugalpumpe på markedet. Pumpen er 37 mm i ydre diameter, har variabel ydelse via en lille kontrolboks og drives ved 12V jævnstrøm. Pumpen findes i to størrelser med henholdsvis 10 og 20 meters maksimal løftehøjde. Ydelsen for den mindste af pumperne skulle i følge producenten være 6 liter i minuttet ved 5 meters løftehøjde, (se iøvrigt tabel A2.2).

Et hollandsk firma har ligeledes udviklet en lille centrifugalpumpe. Pumpen er 38 mm i ydre diameter. Også denne findes i to størrelser, med henholdsvis 11,5 og 22 meters maksimal løftehøjde. Ydelserne er henholdsvis 4 og 6 liter i minuttet ved 5 meters løftehøjde (se iøvrigt tabel A2.2). Pumpen skulle i øvrigt kunne tåle at køre på luft i op til 5 timer, uden at beskadiges.



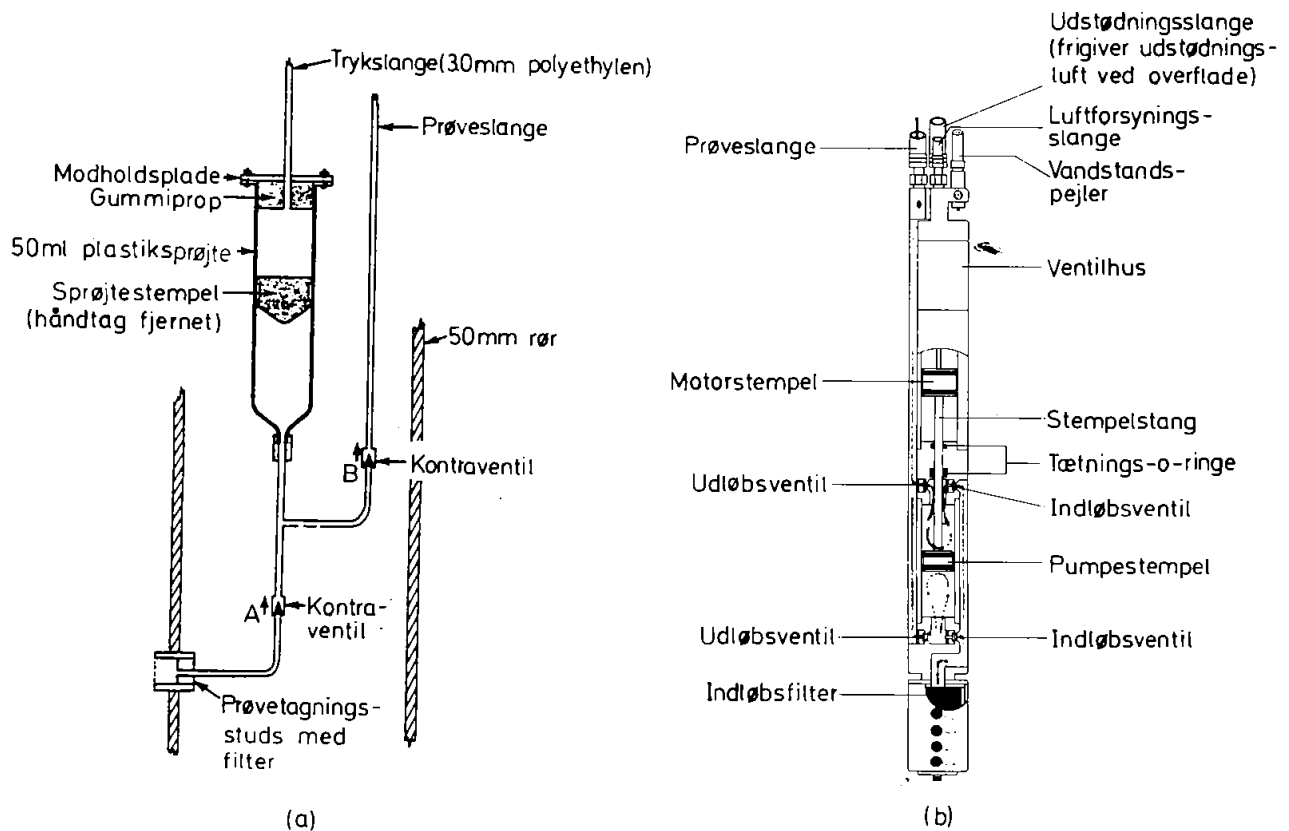
Figur A2.5 (a) Snittegning af centrifugalpumpe (b) skitse af spiralrotorpumpe (Nielsen & Yeates, 1985).

Begge de ovennævnte pumper er relativt billige. De er dog lavet i materialer, der ikke umiddelbart kan betegnes som inerte. Begge pumper findes på det danske marked.

A2.4.2 Fortrængningspumper

Stempelpumper ("Pistonpumps")

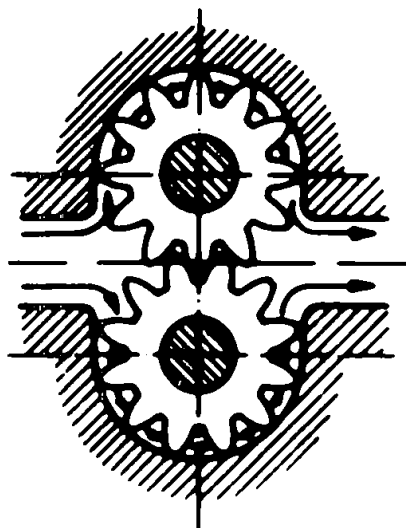
I stempelpumper suges vandet ind i et kammer for derfra at blive trykket op



Figur A2.6 (a) Eksempel på "hjemmelavet" stempelpumpe (lavt ydende), installeret fast i boringen (Gillham, 1982). (b) Dobbeltvirkende kommerciel stempelpumpe drevet af trykluft.

til overfladen (af stemplet) . Figur A2.6a viser et eksempel på en "hjemmelavet" stempelpumpe, der er fast installeret i en boring (Gillham, 1982) Stempelpumperne er normalt mekanisk drevne med en pumpestang som drives fra overfladen manuelt, eller ved gastryk (henholdsvis over- og undertryk) gennem en trykslange. Ved hjælp af to kontraventiler drives vandet af stemplet skiftevis ind i kammeret, og ud af kammeret og op til overfladen. En sådan pumpe har en lav ydelse.

En enkelt type stempelpumpe med lille diameter (to modeller med diameter på henholdsvis 36 og 46 mm) findes på markedet. Pumpen har to kamre, der skiftevis fyldes og tømmes af stempelbevægelsen (se figur A2.6b). Herved fås en kontinuerlig vandstrøm. Pumpen drives af trykluft, som forsynes gennem en gasslange, der holdes under konstant overtryk. Overskudsluften transporteres tilbage gennem en anden gasslange, der har atmosfæretryk. Dette system

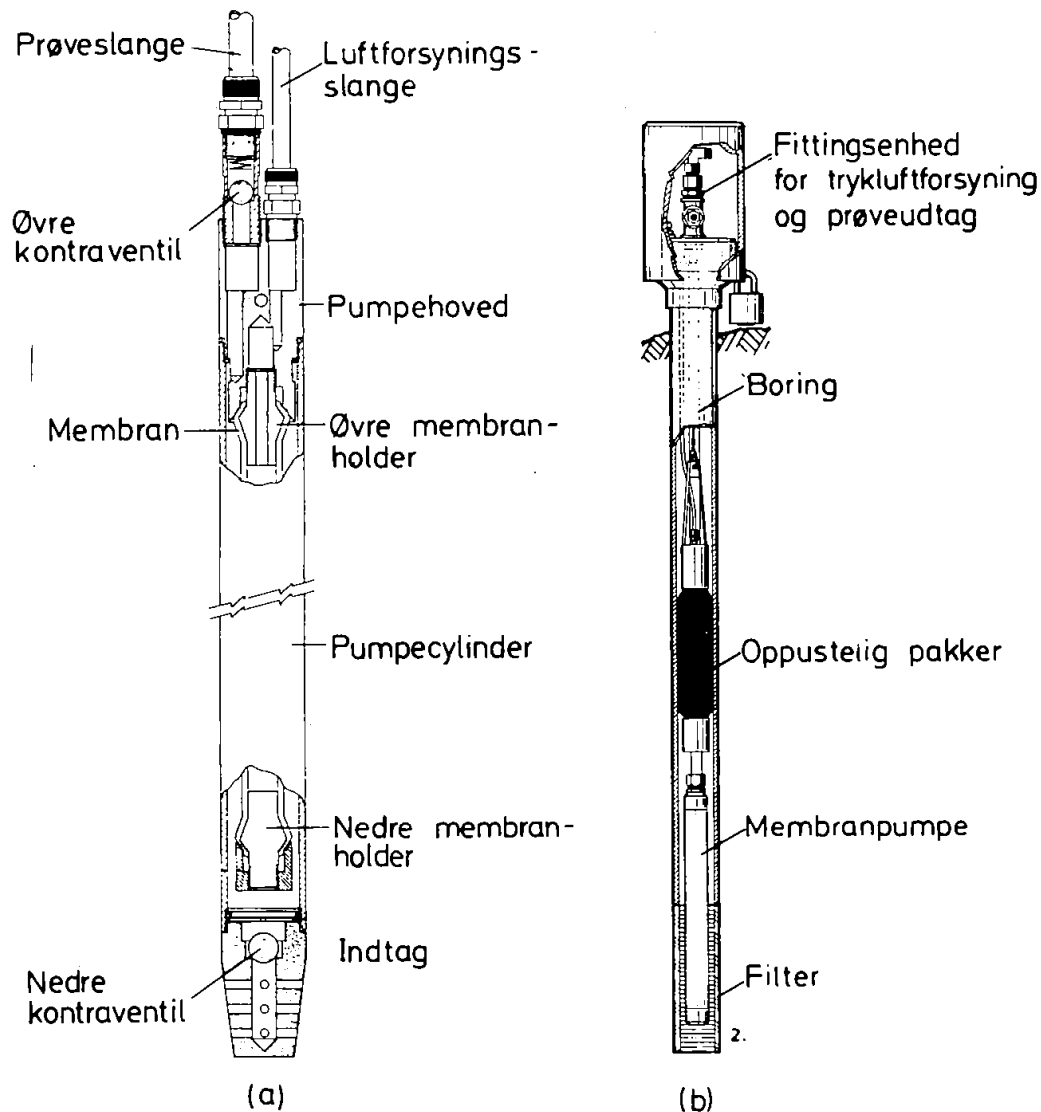


Figur A2.7 Princippet i en tandhjulspumpe, hvor vandet fortrænges af hulrummene mellem tandhjule-nes tænder, (Andersen, 1977).

betyder, at en skiftevis opbygning af tryk/trykudligning undgås, hvorved betydelig mindre mængder trykluft er nødvendig. Pumpens maximale ydelse er fra 3-7,5 liter i minuttet (afhængig af modellen) ved 30 meters løftehøjde, men ydelsen kan reguleres. Pumpen har mange bevægelige dele, og er således svær at reparere i felten.

Tandhjulspumper ("Gear drive pumps")

Et amerikansk firma har udviklet en fortrængningspumpe, hvor vandet transporteres ind i pumpen og op til overfladen af to tandhjul, der griber ind i hinanden (se figur A2.7). Pumpen findes i to modeller, henholdsvis 45 og 64 mm i diameter. Pumperne er lavet i rustfrit stål og teflon og har ydelser på henholdsvis 2 og 4 liter i minuttet ved 30 meters løftehøjde. Pumpen kan drives af flere strømforsyninger. Basisstrømforsyningen er fire 6 volts batterier i serie, som har kapacitet til 4 timers uafbrudt pumpning. Pumpen, kontrolenhed med strømforsyning, samt pumpe- og slange vejer ca. 25 kg monteret på en rygsæksramme, hvilket gør den yderst transportabel.



Figur A2.8 (a) Snit gennem membranpumpe (typen hvor annulus mellem pumpecylinder og membran fyldes med vand). (b) Eksempel på fast installeret membranpumpe, suppleret med oppustelig pakker, der afspærrer det stillestående vand i boringen. Derved minimeres forpumpningsvolumenet.

Spiralrotorpumper ("Helical rotor pumps")

Et fortrængningsprincip forskelligt fra tandhjulspumpen er benyttet i en amerikansk fremstillet pumpe. Pumpen består af en elektrisk motor, der driver en spiralformet rotor, der roteres med ca. 500 omdrejninger i minuttet i et fleksibelt pumpehus, hvorved vandet føres opad i et lukket

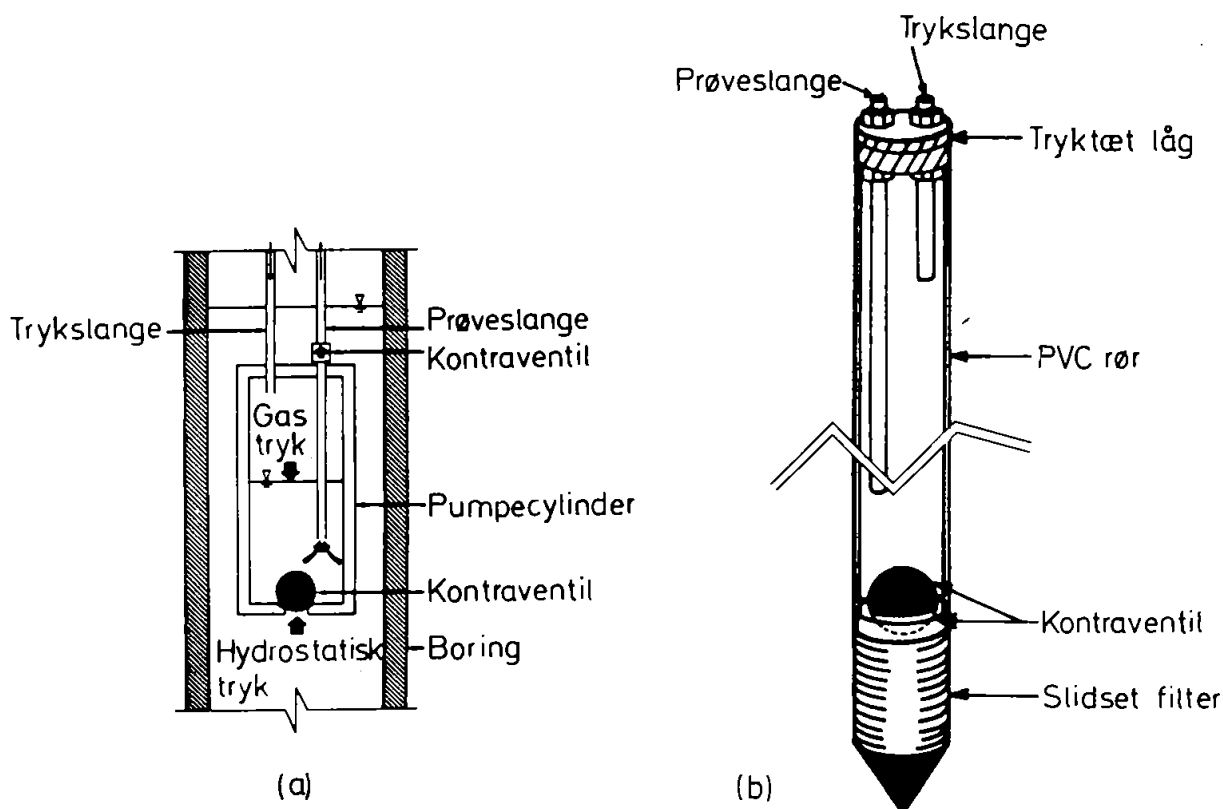
fremadskridende hulrum, mellem rotor og pumpehus. (et princip der minder om princippet i en peristalisk pumpe), (se figur A2.5b). Pumpen er udført i relativ inerte materialer (rustfrit stål, teflon og viton) og har en ydre diameter på 44,5 mm og en ydelse på ca. 4 liter/minut i timen ved ca. 15 meters løft. Pumpen drives af en 12 V batteripakke.

Membranpumper ("Bladder pumps", "Gas squeeze pumps")

Membranpumper er nok de mest benyttede prøvetagningspumper i USA og findes i adskillige fabrikater. Membranpumpen består af et fleksibelt rør (membranen) indeholdt i en beholder, et vandindtag med kontraventil, et vandudtag ligeledes med kontraventil og to slanger, hvoraf den ene forsyner pumpen med trykluft og den anden transporterer vandet til overfladen. Pumpen drives af en kompressor via en kontrolenhed, der styrer den cykliske trykluftforsyning, som er nødvendig for at pumpen virker. Vandet transporteres således til overfladen uden direkte kontakt med tryklufften. Membranpumpen findes på markedet i to udgaver, én hvor vandet strømmer ind i det fleksible rør, og hvor annulusvolumet mellem membranen og beholderen skiftevis fyldes og tømmes med luft, og én hvor det modsatte er tilfældet dvs. hvor membranen skiftevis fyldes og tømmes med luft. I figur A2.8 er vist et eksempel på en membranpumpe.

De fleste membranpumper er udført i rustfrit stål og teflon, i visse typer er membranen dog udført i silikonegummi. Pumper med diametre helt ned til 38 mm er på markedet. En membranpumpe med en specielt lille diameter (33 mm) er under udvikling på Horsens Ingeniørhøjskole.

Maximalydelsen er typisk 2-3 liter i minuttet, men ydelsen kan oftest reguleres. I især dybe boringer er maximalydelsen så lav, at en forpumpning vil tage uforholdsmæssig lang tid. Derfor er flere membranpumper forsynet med en oppustelig pakke, så det stillestående vand over filteret pakkes af, og derfor ikke skal pumpes væk, før prøven tages. (se figur A2.8). Membranpumperne har ofte været brugt som fast installerede pumper, så prøvetagningstiden, samt risikoen for krydskontaminering minimeres.



Figur A2.9 (a) Princippet i montejuspumpe (Gillham et al., 1983). Den øverste kontraventil bevirker at prøveslangen ikke tømmes, når trykket tages af (under genfyldning). (b) Montejuspumpe som fast installation, dvs. som integreret del af boringen (Nielsen & Yeates, 1985)

A2.5 MONTEJUSPUMPER ("Gas drive pumps")

I montejuspumper drives vandet op med gas under tryk. Princippet er vist i figur A2.9a: Vand løber ind igennem et filter i bunden af beholderen, passerer kontraventilen, og fylder beholderen over filteret. Beholderen tømmes ved at påføre beholderen et overtryk gennem en trykslange. Overtrykket lukker kontraventilen i bunden af beholderen, og presser vandet ind i en prøveslange, som går fra bunden af beholderen og op til terræn. Når beholderen er tømt tages trykket af trykslangen, og beholderen fyldes igen. Prøveslangen kan også forsynes med en kontraventil, så denne forbliver vandfyldt. Dette har dog kun mening, hvis prøvebeholderen ikke tømmes fuldstændig. Princippet minder således om en stempelpumpe, hvor gasvolumenet virker som et stempel. En montejuspumpe kan også være fast installeret som en integreret del af boringen (se figur A2.9b). I dette tilfælde er forpumpning af boringen en simpel sag, idet det "gamle" vand som er

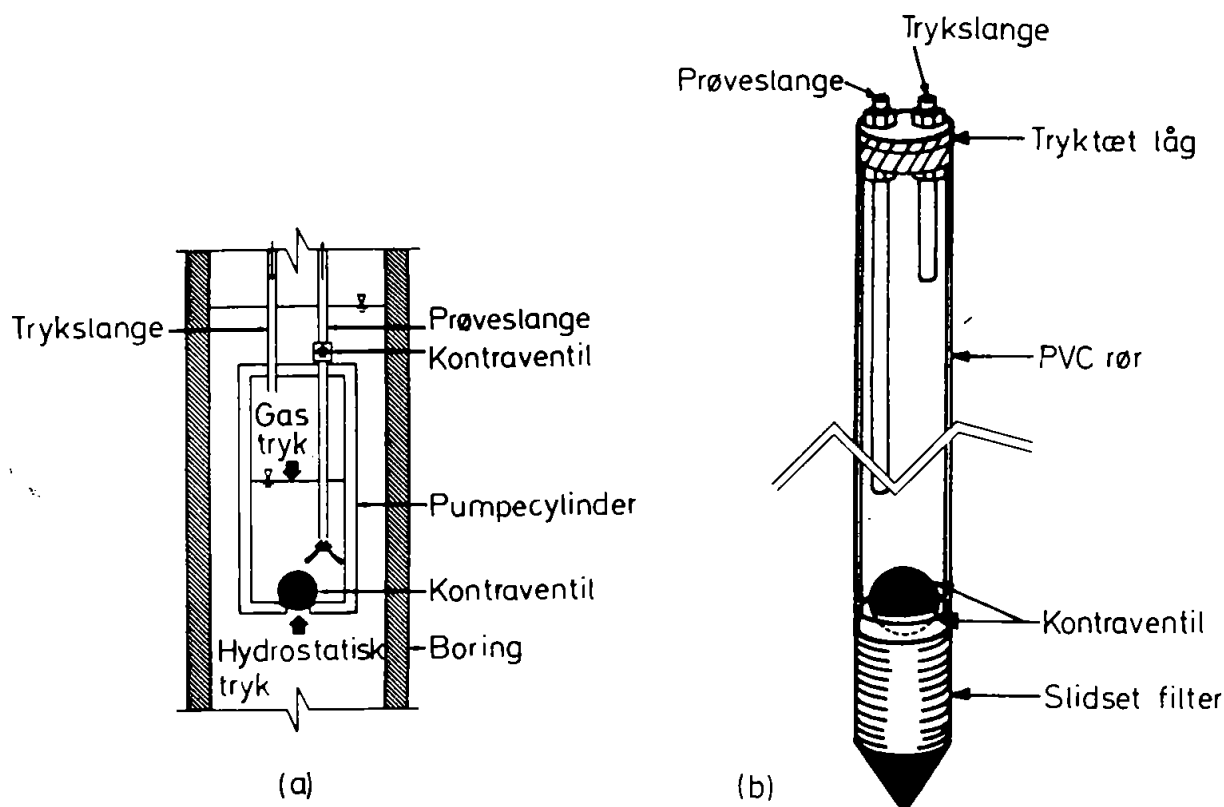
fremadskridende hulrum, mellem rotor og pumpehus. (et princip der minder om princippet i en peristaltisk pumpe), (se figur A2.5b). Pumpen er udført i relativt inerte materialer (rustfrit stål, teflon og viton) og har en ydre diameter på 44,5 mm og en ydelse på ca. 4 liter/minut i timen ved ca. 15 meters løft. Pumpen drives af en 12 V batteripakke.

Membranpumper ("Bladder pumps", "Gas squeeze pumps")

Membranpumper er nok de mest benyttede prøvetagningspumper i USA og findes i adskillige fabrikater. Membranpumpen består af et fleksibelt rør (membranen) indeholdt i en beholder, et vandindtag med kontraventil, et vandudtag ligeledes med kontraventil og to slanger, hvoraf den ene forsyner pumpen med trykluft og den anden transporterer vandet til overfladen. Pumpen drives af en kompressor via en kontrolenhed, der styrer den cykliske trykluftforsyning, som er nødvendig for at pumpen virker. Vandet transporteres således til overfladen uden direkte kontakt med tryklufften. Membranpumpen findes på markedet i to udgaver, én hvor vandet strømmer ind i det fleksible rør, og hvor annulusvolumet mellem membranen og beholderen skiftevis fyldes og tømmes med luft, og én hvor det modsatte er tilfældet dvs. hvor membranen skiftevis fyldes og tømmes med luft. I figur A2.8 er vist et eksempel på en membranpumpe.

De fleste membranpumper er udført i rustfrit stål og teflon, i visse typer er membranen dog udført i silikonegummi. Pumper med diametre helt ned til 38 mm er på markedet. En membranpumpe med en specielt lille diameter (33 mm) er under udvikling på Horsens Ingeniørhøjskole.

Maximalydelsen er typisk 2-3 liter i minuttet, men ydelsen kan oftest reguleres. I især dybe borer er maximalydelsen så lav, at en forpumpning vil tage uforholdsmæssig lang tid. Derfor er flere membranpumper forsynet med en oppustelig pakke, så det stillestående vand over filteret pakkes af, og derfor ikke skal pumpes væk, før prøven tages. (se figur A2.8). Membranpumperne har ofte været brugt som fast installerede pumper, så prøvetagningstiden, samt risikoen for krydskontaminering minimeres.



Figur A2.9 (a) Princippet i montejuspumpe (Gillham et al., 1983). Den øverste kontraventil bevirker at prøveslangen ikke tømmes, når trykket tages af (under genfyldning). (b) Montejuspumpe som fast installation, dvs. som integreret del af boringen (Nielsen & Yeates, 1985)

A2.5 MONTEJUSPUMPER ("Gas drive pumps")

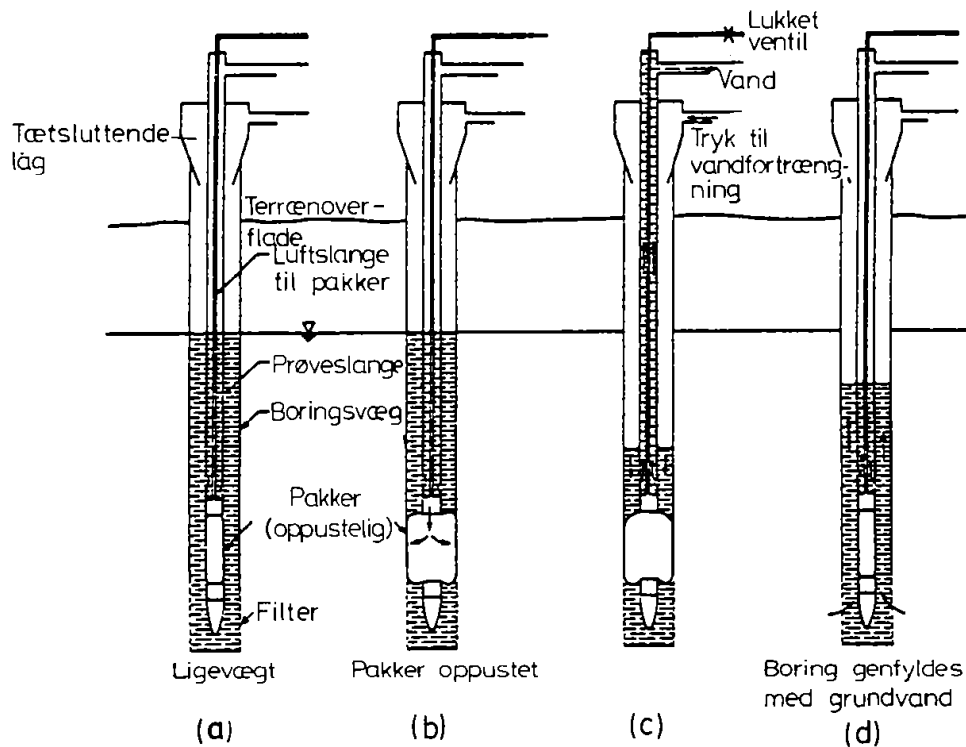
I montejuspumper drives vandet op med gas under tryk. Princippet er vist i figur A2.9a: Vand løber ind igennem et filter i bunden af beholderen, passerer kontraventilen, og fylder beholderen over filteret. Beholderen tømmes ved at påføre beholderen et overtryk gennem en trykslange. Overtrykket lukker kontraventilen i bunden af beholderen, og presser vandet ind i en prøveslange, som går fra bunden af beholderen og op til terræn. Når beholderen er tømt tages trykket af trykslangen, og beholderen fyldes igen. Prøveslangen kan også forsynes med en kontraventil, så denne forbliver vandfyldt. Dette har dog kun mening, hvis prøvebeholderen ikke tømmes fuldstændig. Princippet minder således om en stempelpumpe, hvor gasvolumenet virker som et stempel. En montejuspumpe kan også være fast installeret som en integreret del af boringen (se figur A2.9b). I dette tilfælde er forpumpning af boringen en simpel sag, idet det "gamle" vand som er

indeholdt i boringen, fjernes næsten fuldstændig ved første tømning af boringen. Samtidig er risikoen for krydskontaminering mellem flere prøvetagne boringer undgået. I montejustumpen løftes vandet under atmosfæretryk, og adskiller sig således ikke fra de fleste andre dykpumper. I specielt gasfyldt vand kan dette, som altid, give anledning til bobledannelse (pga. trykfaldet) og dermed tab af flygtige stoffer. Dette kan dog minimeres ved at opretholde prøven under det aktuelle tryk som prøven havde i formationen ved at udsætte prøven for et bagtryk svarende til trykket i formationen (Nielsen & Yeates, 1985).

I grænsefladen mellem prøven og drivgassen kan der principielt ske en afgasning fra prøven, eller en forurening fra drivgassen (for eksempel ilt eller olie fra kompressor). Desuden vil det sidste vand i beholderen blive kraftig luftet, idet drivgassen vil boble op gennem vandet i prøveslangen i det øjeblik, da beholderen tømmes for prøve. Derfor er kun den midterste del af prøven relativt upåvirket af drivgassen. Påvirkning af prøven fra drivgassen kan minimeres ved brug af inert drivgas (f.eks. kvælstof).

Der findes flere montejustumper på markedet i dimensioner helt ned til 19 mm, og udført i PVC og Teflon. Disse montejustumper kan styres af en kontrolenhed, der automatisk sørger for den cykliske drivgasforsyning. En montejustumpe udviklet specielt til brug i små filterrør (helt ned til 9,5 mm), den såkaldte "Triple tube sampler" er kommercielt tilgængelig og er vist i figur A2.10 (Gillham et al., 1983). Pumpen består af to koncentriske slanger, hvor den yderste er prøveslange. Annulus mellem den yderste slange og selve boringen udgør gasforsyningsslangen, og er på den måde "det tredje rør" (deraf navnet, "Triple tube sampler"). Den inderste slange er endnu en gasforsyningsslange, som forsyner den oppustelige pakke, der findes i spidsen af prøvetageren. Princippet i prøvetagningen fremgår af de fire sekvenser på figur A2.10. Fordelen ved denne montejustumpe er, at den kan benyttes i meget små rør og samtidig fjerner vandet fra hele borevolumet på én gang.

Denne montejustumpe bliver ligesom de andre montejustumper på markedet styret af en kontrolenhed. Den findes både i en transportabel udgave, og i en udgave til fast installation.



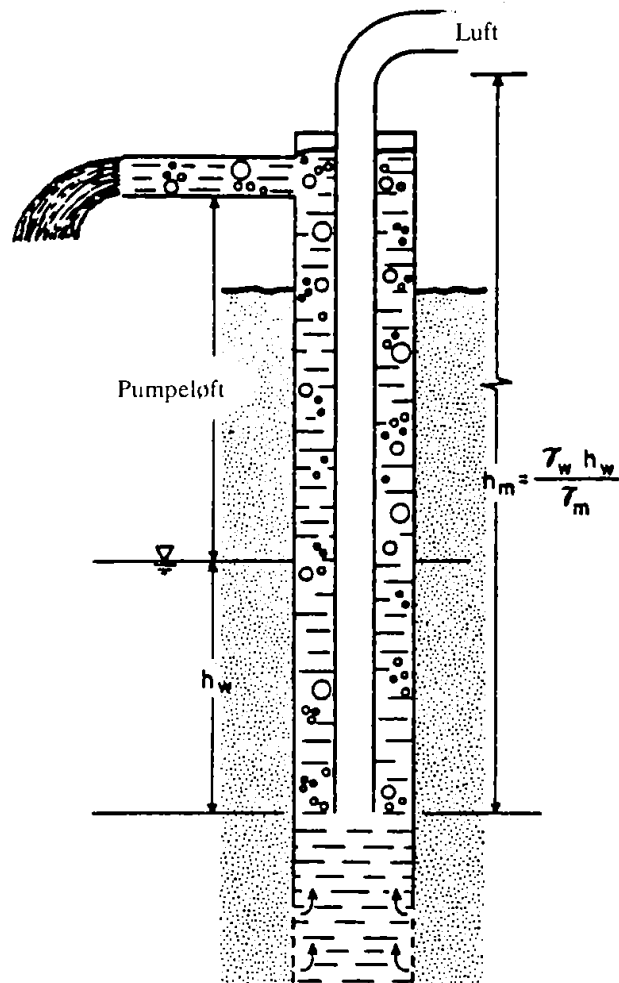
Figur A2.10 Princippet i "Triple-tube-sampler" (Gillham et al., 1983). (a) prøvetageren er i boringen. (b) Den oppustelige pakker pustes op med trykluft gennem den midterste slange, hvorved vandet i boringen afskæres fra filterområdet. (c) Gastryk påføres annulus mellem den ydre slange og selve boringen, hvorved vandet i boringen trykkes op til terræn, gennem den ydre slange. (d) Trykket tages af pakkeren, hvorved boringen genfyldes med vand fra formationen. Cyklus kan derefter gentages.

A2.6 ANDRE PUMPER

I dette afsnit gennemgås de pumper der falder udenfor de kategorier, der er gennemgået i afsnit A2.2-A2.5.

A2.6.1 Mammutpumper ("Gas lift pumps")

En mammutpumpe er en meget simpel pumpe, idet den består af en slange som sænkes ned i boringen, og hvorigennem der nedblæses betydelige mængder



h_m = Maksimal højde for løft af vand/luftblandingen.

h_w = Dykket længde af luftslangen.

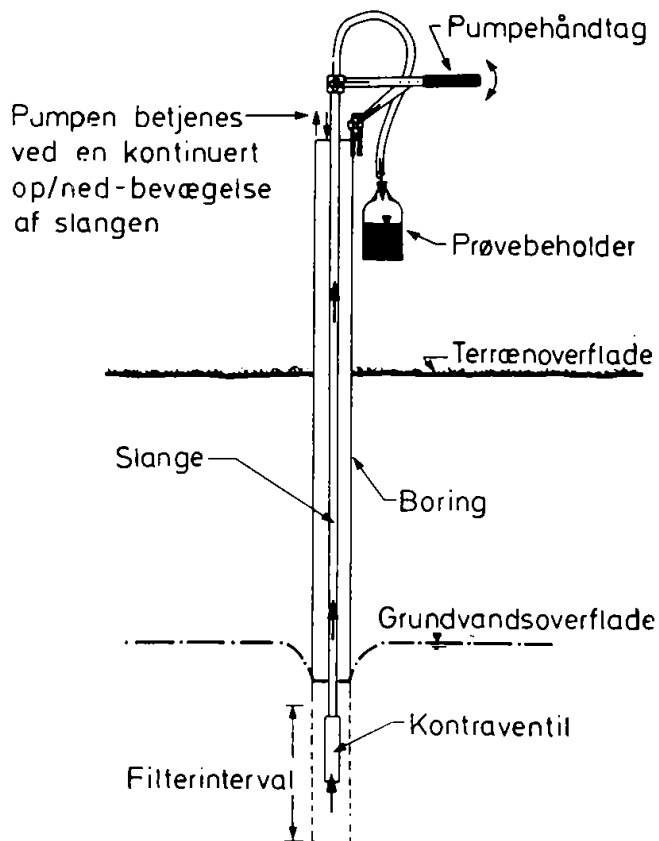
γ_m = Vægtfylde af vand/luftblandingen.

γ_w = Vægtfylde af vand.

∇ = Grundvandsoverflade.

Figur A2.11 Princippet i en mammutpumpe. Den maximale løftehøjde, der kan opnås, afhænger af hvor dybt under grundvandsspejlet luftslangen er neddykket, samt hvor lav en massefylde af vand/luftblandingen, der kan opnås (Gillham et. al, 1983).

gas/luft (se figur A2.11). Herved bliver vandet i boringen fyldt med bobler. Vand/gas blanding i borerøret vil have en lavere vægtfylde end vandet ude i



Figur A2.12 Skitse af hånddreven inertipumpe
(Rannie & Nadon, 1988).

formationen, hvorved vand/gas-blanding presses op og ud af boringen. En vis neddykning af gasslangen er nødvendig, for at princippet skal virke.

Princippet er ofte benyttet til renpumpning af boringer, da det er en effektiv metode til fjernelse af sediment fra boringen. Princippet er dog total uegnet i de fleste prøvetagningssituationer, da prøven og vandet i formationen kan blive forurenede fra drivgassen (olie fra kompressor o. lign.), eller iltet (hvis drivgassen er trykluft). Desuden vil flygtige stoffer blive strippet fra prøven.

A2.6.2 Inertipumper ("Inertial pumps")

Et canadisk firma har "genopdaget" en simpel og billig pumpe, kaldet en inertipumpe - se figur A2.12. Pumpen er præsenteret i Rannie & Nadon (1988).

Princippet baserer sig på inertien af vandsøjlen i pumpeslangen. Ved inertiforstås den egenskab, at et legeme der er i bevægelse, vil fortsætte denne bevægelse selv om legemet er påvirket af en ydre kraft, modsat rettet bevægelsesretningen. Ved at bevæge pumpeslangen hurtig nedad, vil vand fra boringen strømme gennem kontraventilen, placeret nederst på pumpeslangen, og op i slangen. Hvis slangen herefter bevæges hurtig opad, lukker kontraventilen, og vandet i slangen bevæges et stykke opad. En ny hurtig bevægelse nedad, åbner kontraventilen, og nyt vand strømmer ind, da det vand der var i slangen, stadig, (pga. vandets inertie), bevæger sig opad. Fortsættes denne op- og nedadgående bevægelse, vil slangen snart fyldes, og vand vil strømme udfra slangen. Inertipumpen kan enten drives manuelt vha. et håndtag (som vist på figur A2.12), eller ved hjælp af en benzindreven motor, der laver den op- og nedadgående bevægelse. Kontraventilen fås i flere dimensioner (13-36 mm) og materialer (delrin, ABS og rustfrit stål). Maximalydelsen afhænger dels af, løftehøjden, og dels af, hvor langt slangen er neddyppet under grundvandsspejlet. I en test, hvor den hånddrevne pumpe blev benyttet med en 28 mm (ydre diameter) kontraventil og 16mm x 13mm HD polyethylenslange installeret i en 38 mm (indre diameter) PVC boring, opnåedes de i tabel A2.1 viste ydelser. Ydelserne er sammenlignelige med de fleste andre pumper til brug i boringer med lille diameter. Pumpen er speciel velegnet som fast installation, men kan også benyttes transportabel.

A2.7. PUMPEOVERSIGT

I dette afsnit gives en kort oversigt over de beskrevne pumper. I tabel A2.2 gives en oversigt over diverse pumpe karakteristika. Skemaet er bl.a. udfærdiget udfra lignende skemaer i Nielsen & Yeates (1985) og Pohlmann & Hess (1988). I tabel A2.3 præsenteres de vigtigste fordele og ulemper for de enkelte pumper. Sammenstillingen er bl.a. lavet på basis af lignende sammenstillinger i Nielsen & Yeates (1985) og (Gillham et al., (1983).

Tabel A2.1 Resultater for test af inertipumpen. I testen blev benyttet en 28 mm (indre diameter) kontraventil og 16 mm x 13 mm HD-polyethy lenslange i en 38 mm (indre diameter) PVC boring.

Placering af kontraventil (meter u. terræn)	Afstand til Grundvandsspejl under pumpning (meter u. terræn)	Pumpe neddykning (meter u. grundv. spejl)	Slagfrekvens (slag/minut)	Vandføring (liter/minut)
56,5	2,0	54,5	80	5,5
	10,0	46,5	70	5,5
	15,0	41,5	70	4,9
	30,0	26,5	90	2,4
41,0	2,0	39,0	90	6,5
	20,0	21,0	90	3,9
	37,0	4,0	90	2,4
20,0	2,0	18,0	80	6,4
	15,5	4,5	120	3,4
	18,0	2,0	120	2,3
	19,0	1,0	120	1,8
10,0	2,5	7,5	126	4,0
	7,0	3,0	126	3,6
	8,0	2,0	126	3,2

Fodnoter for tabel A2.2:

- 1) Angivet så der er rimelig plads (2-3 mm) mellem boringsvæggen og pumpen.
- 2) Er for mange typer stærkt afhængig af løftehøjden. Her er maximal raterne/volumenet angivet
- 3) Inklusiv eventuelle kontrolenheder som principielt kun er nødvendig i et eksemplar således at pumpe nr. to bliver billigere. Prisen er i øvrigt stærkt afhængig af, om der benyttes teflonslanger
- 4) Inklusiv 30 meter teflonslange og frekvensomformer. Eksklusiv energiforsyning (Generator el. lign.)
- 5) Med 50 meter polyethylenslange
- 6) Med 30 meter teflonslange, uden kompressor
- 7) Inklusiv 30 meter teflonslange
- 8) Inklusiv pumpeslange
- 9) Eksklusiv gasforsyning
- 10) Afhænger meget af membranmateriale
- 11) Eksklusiv pumpeslange og strømforsyning

Tabel A2.2 Sammenligning af diverse prøvetagningspumper.

	UDSTYR	Maksimal løftehøjde	Minimal ³⁾ indre borerings-diameter	Prøvetagnings- rate eller volumen	Mulighed for flow kontrol	Materialer (kun pumpe/ vandhenter)	Drift, rengø- ring og ved- ligeholdelse	Cirka pris for ³⁾ komplet system (kroner)	Generel vurdering af kemisk prøve- påvirkning
VANDHENTERE	Åben vandhenter	Ubegrænset	13 mm	Variabelt	Uden mening	PVC, Teflon rustfrit stål	Løst	<100-1500	Lille - nogen
	Lukket vandhenter	Ubegrænset	13 mm	Variabelt	Uden mening	PVC, Teflon rustfrit stål	Løst	<200-1500	Lille - nogen
	Sprøjteprøvetager	Ubegrænset	40 mm	40 ml. - 850 ml.	Uden mening	Rustfrit stål/ teflon eller polyethylen/glas	Løst	<1000(hjælpeløst) 10.000-20.000 (kommerciel tilgæng.)	Ubetydelig - lille
DYKKPUMPER	Centrifugalpumpe (dansk)	100m.	50 mm	0 - 25 l/min.	God	Rustfrit stål, teflon, viton	Løst	~15.000	Lille - nogen
	Centrifugalpumpe (amerikanske)	ca. 20m.	42 mm	0 - 12 l/min.	God	ABS, rustfrit stål blødt PVC	Løst til jævnt vanskelig	5000,- 6000,-	Nogen
	Centrifugalpumpe (hollandsk)	ca. 20m. løftehøjde	42 mm	0 - 8 l/min.	Dårlig	Polystyren m.m.	Løst til jævnt vanskelig	500,- (kun pumpe)	Nogen
	Spiralrotorpumpe	40m.	50 mm	0 - 5 l/min.	Dårlig	Rustfrit stål, teflon, viton	Jævnt vanskelig	20.000-30.000	Lille - nogen
	Slæmpelpumpe	150m.	40 mm	0 - 2 l/min.	God	Rustfrit stål, teflon, delrin	Løst til jævnt vanskelig	~20.000	Lille - nogen
	Tandhjulpumpe	100m.	50 mm	0 - 2 l/min.	Dårlig	Rustfrit stål, teflon, viton	Løst	17.500	Lille - nogen
	Membranpumpe	120m.	40 mm	0 - 8 l/min.	God	Rustfrit stål, teflon, (altern. viton/silikon)	Løst	12.000-40.000	Ubetydelig - lille ¹⁾
	Peristaltisk pumpe	8m.	10 mm	0 - 1 l/min.	God	Variabel	Løst	1000-4000	Stor
SUGEPUMPER	Montejus pumpe	100m.	10 mm	Variabel	God	Teflon, PVC, polyethylen	Løst til jævnt vanskelig	1500-5000	Lidt - nogen
	Mammulpumpe	Variabel	10 mm	Variabel	Nogenlunde	Variabel	Løst	Lav	Stor
	Inertpumpe	60m	19 mm	0 - 5 l/min.	God	Rustfrit stål/ teflon eller PVC, delrin	Løst	3500(håndpumpe) 23000(motorpumpe)	Lille - nogen

Tabel A2.3 Fordele og ulemper ved diverse prøvetagningsudstyr.

<u>Fordele</u>		<u>Ulemper</u>	<u>Fordele</u>	<u>Ulemper</u>
<p>- Større mulighed for at bevare prøvens egenskaber da prøven ikke udsættes for trykfor-skelle (udover svarende til det hydrostatiske tryktab).</p>		<p>trække ler og silt ind i boringen fra den omkring liggende formation</p>		
<p>- Kan konstrueres af ethvert stift materiale inklusiv diverse inerte materialer</p>		<p>- Kommercielt tilgængeligt udstyr er dyrt</p>		
<p>- Mekanisk simple, derfor nemme at håndtere og adskille for rensning eller reparation</p>		<p>- Kan være svære at rengøre</p>		
<p>- Normalt billige, derfor kan der benyttes én vandhenter pr. boring, så krydskontaminering undgås</p>		<p>- Hjemmelavede sprøjteprøvetagere kan indeholde materialer der kan forurene prøverne (engangssprøjter)</p>		
<p>- Kræver ingen ydre energikilde, er lette og dermed nemme at transportere. Kan i princippet benyttes til alle dybder</p>		<p>- I det kommercielle udstyr kommer prøven i kontakt med trykluft</p>		
<p>- Kan benyttes til prøvetagning af ikke vandblandbar forurening, som flyder ovenpå grundvandet (f.eks olie)</p>		<p>- Løskage mulig efter prøvetagning af vand med stort indhold af suspenderet materiale</p>		
		<p>SUCEPUMPER</p>		
		<p>Generelt</p>		
		<p>- Pumpeydelsen er normalt let at regulere</p>		
		<p>- Giver et kontinuert flow</p>		
		<p>- Prøvetagning er begrænset til situationer hvor løftehøjden er mindre end 7-8 meter</p>		

Tabel A2.3 fortsat

Fordele	Ulemper	Fordele	Ulemper
<ul style="list-style-type: none"> - Relativ billig i indkøb og drift - Let at transportere 	<ul style="list-style-type: none"> - Det kraftige negative tryk der benyttes, giver anledning til afgasning og tab af flygtige stoffer og opløste gasser 	<p>Vakuumpumper</p> <ul style="list-style-type: none"> - Større ydelse end peristaltiske pumper 	<ul style="list-style-type: none"> - kan kun pumpe luft
Centrifugalsugepumper	<ul style="list-style-type: none"> - Ofte benzinmotordrevne, kan give anledning til forurening af prøven med hydrocarboner - Ikke selvansugende skal derfor spædes med vand, hvilket giver risiko for forurening af prøven - Prøven kommer i kontakt med pumpen hvilket kan give anledning til tab afvigelse af stoffer, da ikke inerte stoffer ofte benyttes i pumpen 	<p>DYKpumpe</p> <p>Generelt</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reduceret risiko for afgasning og dermed tab af flygtige komponenter da prøven bringes op til overfladen under positiv tryk. I visse tilfælde kan trykket ved terræn være betydelige lavere end prøvens oprindelige tryk i formationen, således at afgasning ikke kan ignoreres. - Prøven kommer ikke i kontakt med atmosfæren - Pumpe der kan benyttes i boreringer med diameter på 38-50 mm er kommercielt tilgængelige - Det meste af det kommercielt tilgængelige udstyr har en ydelse der muliggør forpumpning (for visse pumper dog ret tidskrævende) 	<ul style="list-style-type: none"> - Relativ dyre, hvilket ofte vil gøre fast installation uøkonomisk - kan være svære at rense mellem hver prøvetagningskampagne - Rensning af wire og slanger er nødvendig mellem hver prøvetagningssted - De fleste typer kan ikke benyttes til prøvetagning i boreriger mindre end 38-50 mm, og kan således ikke benyttes i boreriger hvor små rør anvendes
Peristatiske pumper	<ul style="list-style-type: none"> - Kan pumpe på luft, hvorved prøven kan tages direkte i prøvebeholderen før passage af pumpe - Hvis prøven tages efter passage af pumpe kan tab og afgivelse forekomme i den fleksible pumpe slang (oftest blødgjort PVC eller silikonegummi) - Ved prøvetagning direkte i prøvebeholder er der større risiko for afgasning og tab af flygtige stoffer og opløste gasser - Relativ lav ydelse, normalt ikke god som forpumpningsudstyr 	<p>Centrifugalpumper</p> <ul style="list-style-type: none"> - Høj ydelse (speciel 45mm diameter pumpe) sammenlignet med andre pumpetyper - Let transportabel (45mm diameter pumpe) 	<ul style="list-style-type: none"> - Konventionelle typer kan kun benyttes i boreriger med diameter større end 110mm - Konventionelle typer tunge at håndtere og transportere

Tabel A2.3 fortsat

Fordele	Ulemper	Fordele	Ulemper
<ul style="list-style-type: none"> - Let at adskille og rense (45mm diameter pumpe) - Let at betjene - Variabel flow uden neddrøsling (45 diameter pumpe) - Relativ billig i anskaffelse (45mm diameter pumpe), kan derfor i visse tilfælde benyttes som fast installation - Flere typer udført i inerte materialer 	<ul style="list-style-type: none"> - Mulighed for forurening med smøremidler (kun visse typer) - Normalt kan pumpeydelsen kun variere ved neddrøsling, hvilket giver anledning til øget turbulens med mulighed for afgangning - Høje omdrejningshastigheder giver undertryk omkring pumpehullet. Kan måske give anledning til afgangning af flygtige stoffer. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gasdrevne stempelpumper har lavt energiforbrug - Dobbeltkammer pumpe giver et kontinuert flow, der kan varieres - Ingen kontakt mellem drivgassen og prøven - Hjemmelavede én-kammerstempelpumper kan laves for små penge - Dobbeltkammerpumpen kan gå i boringer med diameter helt ned til 40 mm 	<ul style="list-style-type: none"> - Den kommerciel tilgængelige dobbeltkammerstempelpumpe er relativt dyr - Dens komplicerede ventilsystem kan blive ødelagt af partikler - Tryktab over det komplicerede ventilsystem kan give anledning til afgangning - Stempelpumpen og tilbehøret er tungt, og kan kun transporteres med køretøj - Énkammer pumper giver ikke et kontinuert flow
Spiralrotorpumper		Tandhjulspumper	
<ul style="list-style-type: none"> - Udført i inerte materialer - Let transportabel - Kan prøvetage i boringer med indre diameter på 50mm - Kan benyttes til forpumpning - Drives af lavvægts 12 volts akkumulatorer 	<ul style="list-style-type: none"> - Begrænset til 40 meters løftehøjde - Giver anledning til nogen turbulens i vandet, kan eventuelt ændre vandkemi - Relativt svar at adskille og dermed rengøre i felten - Vand med suspenderet materiale kan give driftsproblemer - Relativt dyr sammenlignet med andre pumper med lignende karakteristika - Intermitterende drift (20 min tændt, 20 min slukket) for at undgå overophedning af pumpe motoren - Pumpeydelse kan ikke reguleres 	<ul style="list-style-type: none"> - Fremstillet af inerte materialer - Meget let at transportere - Giver et kontinuert flow - Pumpen kan benyttes både til forpumpning og prøvetagning - Let at benytte, rengøre og vedligeholde i felten - Reservedele er billige - Relativt billig i forhold til pumper med lignende karakteristika 	<ul style="list-style-type: none"> - Pumpeydelse kan ikke reguleres - Tandhjulene kan slides hurtigt ved pumpning i vand med partikulært materiale - Undertrykket på bagsiden af tandhjulene kan måske give anledning til afgangning

Fordele

Membranpumper

- Normalt fremstillet af inerte materialer
- Drivgassen kommer ikke i kontakt med prøven
- Relativ høj ydelse giver mulighed for brug af pumpen til forpumpning (dog yderst tidskrævende i dybe borer)
- Regulerbart flow

- Relativ let at adskille og reparere i felten

- Findes kommercielt tilgængelig til pumping i borer med diameter helt ned til 48 mm

- Giver ikke anledning til kraftig trykpåvirkning af prøven (bortset fra trykfald ved at bringe prøven op til terræn)

MONTEJUSPUMPER

- Integreret med boringen kan hele boringen tømmes for vand, hvilket gør forpumpningen lettere
- Ingen risiko for krydskontaminering for integrerede typer

Ulemper

- Giver ikke et kontinuert flow
- Renspumning i dybe borer kan være tidskrævende - kan afhjælpes ved afspærring af stagnant vand med oppustelige pakker
- Prøvetagning i dybe borer kræver store gasvolumer og længere cykustid (dvs. lav ydelse)

- Kontraventiler kan svinge ved pumpning i vand med stort indhold af partikulært materiale

- Relativt dyre (priserne er dog meget forskellige fra produkt til produkt)

- Kræver total neddykning under vandet for at virke tilfredsstillende, således ikke god i borer med lille vanddybde eller til fjernelse af stagnat vand ved pumpning lige under grundvandspejlet

- Er kun effektiv hvis en stor del af pumpen er under grundvandspejlet
- Mulighed for forurening fra drivgas (iltning, stoffer fra gassen) med mindre inert, ren gas benyttes

- Nem at konstruere

- Billig (også kommerciel tilgængelige typer)

- Kan bruges i borer med meget små diameter (bla. "Triple tube sampler")

- Nemme at transportere (hvis den ikke er indbygget i borer)

- Kan konstrueres i inerte materialer

INERTPUMPER

- Kan laves i inerte materialer

- Er billig, kan dermed benyttes som fast installation

- Giver ikke store trykpåvirkninger af prøven

- Er simpel, dermed nem at reparere og rengøre

- Simpel at benytte

- Let transportabel (hvis den ikke benyttes som fast installation)

- Kan ikke adskilles og repareres som integreret del af boringen

- Pumpen giver ikke et kontinuert flow

- Ved store diameter (>40mm) skal der anvendes store gasmængder

- Indtagets placering er vanskelig at ændre under pumpningen

- Håndpumpeudgaven kan være trættende for pumpning af større mængde (så som for pumpning i større boring)

A3. PRØVETAGNING AF GRUNDVAND MED HENBLIK PÅ ANALYSE FOR ORGANISKE FORBINDELSER - VALG AF PRØVETAGNINGSPRINCIP

Når grundvandsprøver skal bringes op fra den vandførende formation til terræn og ned i en prøveflaske, er der for flygtige stoffer risiko for tab ved fordampning. Fordampning kan ske i selve prøvetagningsudstyret (pumpe, kammer eller vandhenter), som følge af trykfald og medfølgende afgasning under opbringningen og som følge af kontakt imellem vandprøve og luft i selve boringen eller ved terræn (overførsel til prøveflasker).

Hvorvidt der for nogen grupper af ikke-flygtige organiske stoffer er risiko for tab ved andre mekanismer end ved binding til eller i u hensigtsmæssige materialer i kontakt med vandprøven er dårligt belyst. Ved udfældning af uorganiske stoffer i forbindelse med ændringer af prøvens redoxforhold kan organiske stoffer medudfældes og derved tabes fra vandfasen. Udfældning af organiske stoffer som følge af pH-ændringer i forbindelse med prøvetagningen vurderes kun at have marginal betydning.

A3.1 TABETS STOF AFHÆNGIGHED

Organiske forbindelsers tendens til fordampning kan beskrives ved deres Henry's lov-konstant, H . Værdien af H angiver forholdet ved ligevægt imellem koncentrationen af forbindelsen i luften over vandprøven og koncentrationen i vandprøven. H kan måles eksperimentelt eller beregnes udfra andre eksperimentelt målte egenskaber. H findes tabellagt og udvalgte værdier er sammen med andre fysisk-kemiske egenskaber af betydning for fordampeligheden anført i tabel A3.1.

A3.2 TABETS AFHÆNGIGHED AF PRØVEHÅNTERING OG MAGASINEGENSKABER

Ved fordampningen fra den stående vandsøjle i en boring kan flygtige forbindelser med $H > 0.001 \text{ atm m}^3/\text{mol}$ (se tabel A3.1) tabes (2-tomme forerør med 1,2 m vandsøjle) ca. 10% indenfor 12 timer og ca. 99% indenfor 1 måned (McAlary & Barker, 1987).

Tabel A3.1 Henry's lov-konstanter for udvalgte flygtige organiske stoffer (Zürcher, 1982, Verschueren, 1983, Pankow, 1986, Dunnivant, 1988).

FORBINDELSE	KOGEPUNKT ^o	VANDOPLØSELIGHED [*]	HENRY'S LOV KONSTANT [*]
	(°C)	(g/l)	(atm m ³ /mol)
methan	+162	0.024	0.68
methylenchlorid	41	17	0.0020
chloroform	61	8.2	0.0029
dichlordifluormethan (freon)	+30	0.28	3.0
carbontetrachlorid	77	0.77	0.023
vinylchlorid	14	0.40	0.081
t-1,2-dichlorethylen	48	5.5	0.067
trichlorethylen	87	1.1	0.091
tetrachlorethylen	121	0.15	0.0153
1,1,1-trichlorethan	74	1.3	0.03
benzen	80	1.8	0.0055
toluen	111	0.52	0.0067
xylener	138-144	0.18-0.20	0.005-0.007
chlorbenzen	132	0.49	0.0036
1,2-dichlorbenzen	180	0.11	0.0019
PCB	-	0.00004-0.0002	0.00003-0.0009

^o 1 atmosfære

^{*} 20-25°C

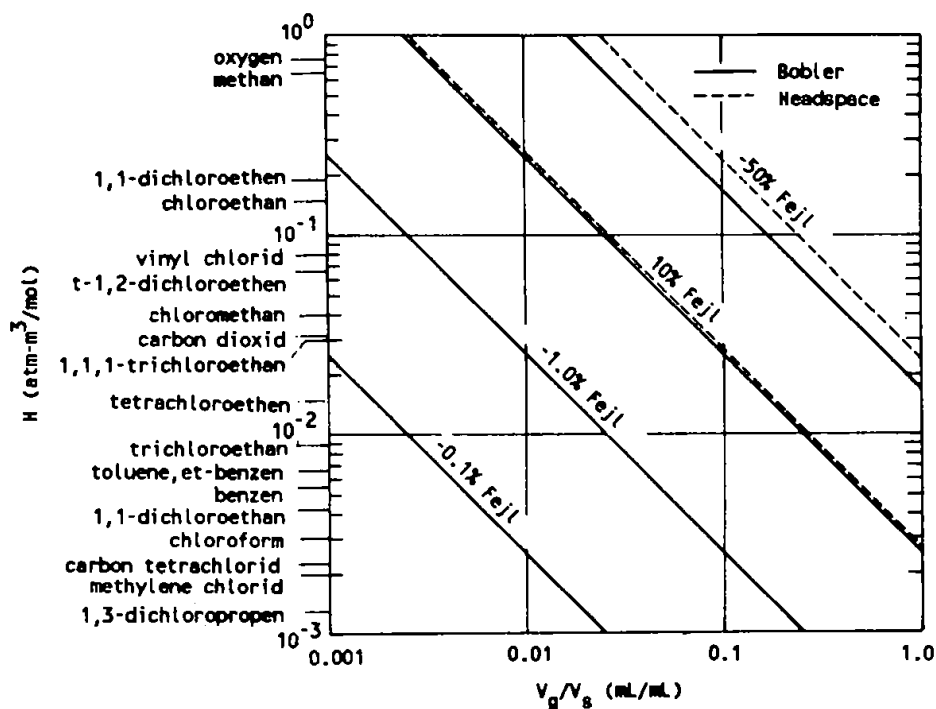
For boringer med filtersætning i lavtydende formationer kan forpumpningen resultere i et væsentligt fordampningstab af flygtige forbindelser, såfremt vandsøjlen sænkes ned i filterintervallet. Ved retablering af vandspejlet til niveau over filtersætning (2-tomme forerør med 60 cm filter) i løbet af 5 minutter kan flygtige stoffer (chloroform, trichlorethylen, tetrachlorethylen og 1,1,1-trichlorethan, 50-500 µg/l) tabes op til 10% (McAlary & Barker, 1987).

En senere undersøgelse antyder, at efter en periodes retablering (4 timer) opnås i denne type boringer et konstant indhold af flygtige organiske stoffer (chlorerede opløsningsmidler, samt chlor- og alkylbenzener), der antages at svare til indholdet i grundvandet (Herzog et al., 1988).

Ved bobledannelse i forbindelse med afgasning af eksempelvis kuldioxid eller kvælstof som følge af tryktab ved prøveopbringningen kan op til 10% tabes ved fordampning for flygtige stoffer ($H > 0.01 \text{ atm m}^3/\text{mol}$) (Pankow, 1986).

Teoretiske overvejelser har vist, at kun for meget flygtige stoffer ($H > 0.1$ atm m³/mol) vil tilstedeværelsen af 1 ml head-space (luft over prøven) i en 40 ml prøveflaske betyde et større fordampningstab end 10% (Pankow, 1986). Tillades 8 ml head-space i en 40 ml prøveflaske, optræder 10% fordampningstab allerede for forbindelser af lavere flygtighed ($H > 0.01$ atm m³/mol).

Tabet af flygtige forbindelser kan illustreres som vist på figur A3.1.



Figur A3.1 Tab af flygtige organiske forbindelser ved boblerdannelse eller på grund af head-space som funktion af Henry's lov konstant og forholdet imellem rumfang gas og rumfang prøve, V_g/V_s (Pankow, 1986).

I en feltundersøgelse er det vist, at 14-31% af flygtige organiske stoffer tilstede på niveau 5-50 µg/l tabes alene ved overføring af vandprøver til prøveflasker (McConachie et al., 1988).

Fordampningstabet som følge af afgasning afhænger dels af den prøvetagne grundvandskemiske type, herunder særlig af indholdet af opløste gasser som methan og kuldioxid, dels inden for hvert prøvetagningsprincip af dybden til grundvandsspejlet (løftehøjden), samt eventuelt af dybden til filterintervallet.

To laboratorieundersøgelser (Gosset & Hegg, 1987 og Ho, 1983) har vist, at ved 5-6 m løftehøjde tabes 5-20% af de undersøgte flygtige stoffer. Tabet var stigende med stigende løftehøjde. Undersøgelserne omfattede prøvetagning med peristaltisk pumpe, med membranpumpe, med teflonvandhenter og med PVC-vandhenter (se appendix 2 for omtale af prøvetagningsprincipper). Tabet var størst for forbindelser med værdier af H større end ca. $0.01 \text{ atm m}^3/\text{mol}$.

I øvrigt ses fordampningstabet ved oppumpning med peristaltisk pumpe at øges med pumpehastigheden (Ho, 1983).

A.3.3 TABETS AFHÆNGIGHED AF PRØVETAGNINGSMETODE

Barcelona et al. (1984b) har i en feltsimulerende laboratorieundersøgelse afprøvet forskellige typer af prøvetagningsudstyr med hensyn til fordampningstab af trihalomethaner ($H = 0.5 - 3 \times 10^{-3} \text{ atm m}^3/\text{mol}$) under anvendelsen. De undersøgte samlede koncentrationer af trihalomethaner var i intervallet $80-8000 \mu\text{g/l}$. Resultaterne er opsummeret i tabel A3.2.

Tabel A3.2 Fordampningstab af trihalomethaner ved prøvetagning med forskellige udstyrstyper under feltsimulerende laboratorieforsøg (Barcelona et al., 1984).

PRØVETAGNINGSMETODE	TAB RELATIVT TIL KONTROLPRØVER
Membranpumpe	0 ^a
Prøvehenter	0
Montejuspumpe	0-7.7%
Peristaltisk pumpe	4.1-16%

a: intet signifikant tab (Student's t-test, 99% konfidensniveau)

Unwins feltsimulerende laboratorieundersøgelse fra 1984 viser ligeledes, at prøvetagning med peristaltisk pumpe giver signifikant større tab af flygtige organiske stoffer end de øvrige afprøvede prøvetagningsmetoder (vandhenter, spiralrotoppumpe, membranpumpe) på niveau $0.5-10 \text{ mg/l}$ (Unwin, 1984).

Feltsimulerende laboratorieforhold benyttedes også af Schalla et al. (1988) i en undersøgelse af tab ved prøvetagning af vand indeholdende ca. $50 \mu\text{g/l}$

af hver af stofferne trichlorethylen, tetrachlorethylen og 1,1,1-trichlor-ethan. Der kunne ikke påvises signifikante forskelle på de fundne koncentrationer ved prøvetagning med stempelpumpe, teflonvandhenter, membranpumpe og montejustpumpe.

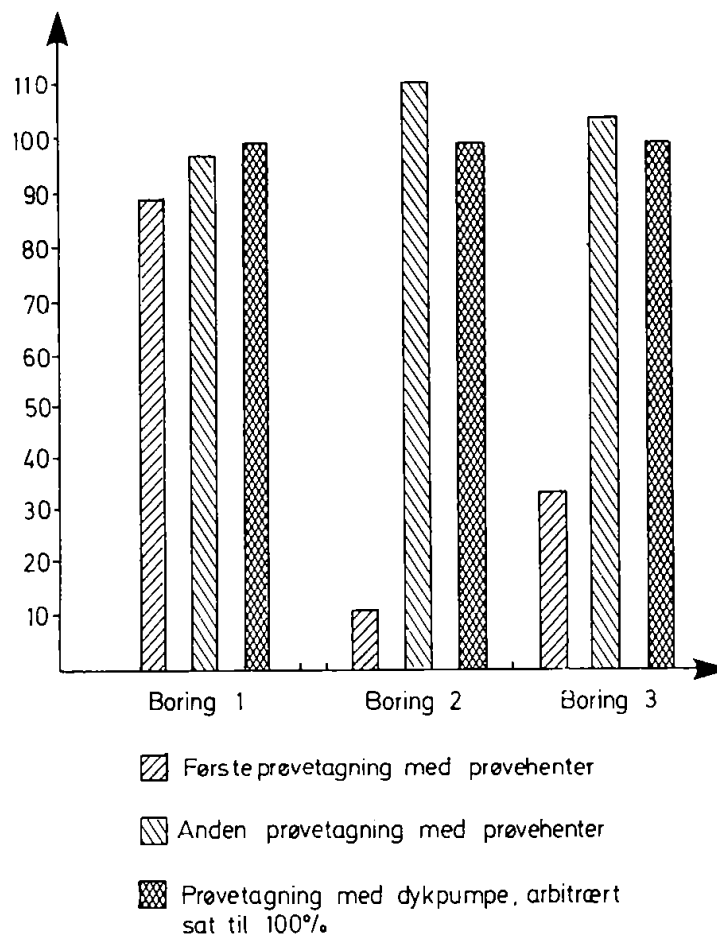
En mindre feltsimulerende undersøgelse gennemført på VKI (VKI, 1987) viste, at prøvetagning med vandhenter (teflon) af dobbeltventiltypen med fyldning af vandhenter ved hjælp af undertryk fra peristaltisk pumpe gav betydelige tab af chlorerede opløsningsmidler (90% tab på niveau 20 $\mu\text{g/l}$ total chlorerede opløsningsmidler). Ved prøvetagning med vandhenter med fyldning alene ved vandsøjlets tryk sås kun ubetydelige tab af chlorerede opløsningsmidler.

Flere feltundersøgelser er gennemført med henblik på at belyse fordampningstab af flygtige forbindelser under anvendelse af forskellige prøvetagningsprincipper.

På grund af de variationer i grundvandets sammensætning, der kan forekomme endog under forløbet af én prøvetagningsserie i én boring med afprøvning af forskellige udstyrstyper, kan denne type af undersøgelser være vanskelige at fortolke. I en undersøgelse gennemført af Keely & Boateng (1987) indikerede resultaterne eksempelvis, at der ved to prøvetagninger udført i én boring med identiske prøvehenter umiddelbart efter hinanden var forskel på fordampningstab af flygtige forbindelser (figur A3.2).

I tabel A3.3 er vist udvalgte resultater af en feltundersøgelse omfattende gentagne prøvetagninger fra 6 boringer forurenet med trichlorethylen omfattende flere typer af udstyr (Muska et al., 1986).

Det konkluderes i undersøgelsen, at centrifugaldykpumpen giver de højeste (og mest korrekte) resultater ved høje koncentrationer, mens membranpumpen ved lave koncentrationer er afgørende bedst. Variationen er sammenlignelig for de 2 udstyrstyper. Resultaterne ved anvendelse af en prøvehenter af dobbeltventiltypen er ikke signifikant forskellig fra resultaterne for de øvrige benyttede typer, men variationen er væsentlig større for prøvehenteren.



Figur A3.2. Indhold af flygtige organiske forbindelser i grundvand fra tre borer som fundet ved én prøvetagningsserie (modificeret efter Keely & Boateng, 1987).

En spiralrotorpumpe, en centrifugalsugepumpe, en peristaltisk pumpe og en teflonvandhenter blev afprøvet overfor hinanden i en serie prøvetagninger omfattende 5 borer forurenede med chlorerede opløsningsmidler (Pearsall & Eckhardt, 1987). Udvalgte resultater er samlet i tabel A3.4.

Det fremgår af denne undersøgelse, at prøvetagning med centrifugalsugepumpe gav en mere usikker prøvetagning for flygtige forbindelser end de øvrige afprøvede metoder. For teflonvandhenteren optræder et tab af flygtige

Tabel A3.3 Gennemsnitlige koncentrationer og relative variationskoefficienter fundet ved prøvetagning fra borerer forurenede med trichlorethylen (modificeret efter Muska et al., 1986).

TYPE AF PRØVE- TAGNINGSUDSTYR	GENNEMSITLIG FUNDET TRICHCLORETHYLEN- KONCENTRATION ($\mu\text{g/l}$)	RELATIV VARIATION (%)
Boring 1		
Centrifugaldykpumpe	39000	2.4
Membranpumpe	27000	6.4
Boring 2		
Centrifugaldykpumpe	1200	2.5
Membranpumpe	860	8.9
Vandhenter	1000	14
Boring 3		
Centrifugaldykpumpe	450	1.1
Membranpumpe	230	0.8
Boring 4		
Centrifugaldykpumpe	0.2	50
Membranpumpe	5.8	1.7

forbindelser (7%) ved lavere koncentrationsniveau (ca. 50 $\mu\text{g/l}$ totalt), mens intet tab kunne påvises for højere koncentrationer (ca. 150 $\mu\text{g/l}$). I øvrigt kunne ikke udledes nogen entydige resultater af undersøgelsen.

Ved en serie prøvetagninger i 3 borerer nedstrøms for tre forskellige typer af kilder til grundvandsforurening undersøgte anvendeligheden af tandhjulspumpe, spiralrotorpumpe, membranpumpe, peristaltisk pumpe, teflonvandhenter af dobbeltventiltypen og af den åbne type, samt af en sprøjtetager (Imbrigiotta et al., 1988). Det forurenede grundvand indeholdt chlorerede opløsningsmidler, samt chlor- og alkylbenzener på individuelt niveau 5-200 $\mu\text{g/l}$.

Tabel A3.4 Tab af 1,2-dichlorethylen og trichlorethylen ved prøvetagning med forskellige udstyrstyper under feltundersøgelser (modificeret efter Pearsall & Eckhardt, 1987).

TYPE AF PRØVE- TAGNINGSUDSTYR	SAMLET KONCENTRATION AF FLYGTIGE CHLOREREDE FORBINDELSER ($\mu\text{g/l}$)	SAMLET TAB RELATIVT TIL "IDEEL" METODE (%)
Spiralrotorpumpe	100-200	- ^a
Centrifugalsugepumpe		1-+2
Peristaltisk pumpe		8-0 ^b
Teflonvandhenter		7-0

a: arbitrært valgt, "ideel" metode

b: ikke signifikant tab (Student's t-test, 95% konfidensniveau)

Undersøgelsens resultater viser, at prøvetagning med tandhjulspumpe, spiralrotorpumpe, membranpumpe og traditionelle vandhenter gav prøver med sammenligneligt indhold af flygtige organiske forbindelser, hvorimod peristaltiske pumpe og sprøjteprøvetager forårsagede et væsentligt tab af flygtige forbindelser. Usikkerheden på prøvetagning var mindst for tandhjulsdyppumpe og membranpumpe, men størst for vandhenterne.

For grundvand indeholdende høje koncentrationer af opløste gasser som methan eller kuldioxid antages risikoen for tab af flygtige organiske stoffer ved prøvetagningen at være særlig stor. Resultaterne af en afprøvning af membranpumpe, inertial-løftpumpe og peristaltisk pumpe for methanholdigt og kuldioxidholdigt grundvand er vist henholdsvis i tabel A3.5 og tabel A3.6 (Barker & Dickhout, 1988).

Undersøgelsens resultater demonstrerer atter, at tab af flygtige forbindelser må forventes ved prøvetagning med peristaltisk pumpe. For grundvandsprøver med methan og med 10-100 $\mu\text{g/l}$ aromatiske kulbrinter opnåedes ved feltundersøgelsen sammenlignelige resultater med membranpumpe og med inertipumpe. Ved den feltsimulerende undersøgelse af prøveudtagning fra reservoir med vand indeholdende kuldioxid og 0,5-10 $\mu\text{g/l}$ chlorerede opløsningsmidler sås et tab i forhold til de sande værdier på 0,8-21% ved brug af

membranpumpen og et tab på 8% - +23% (fundet koncentration højere end sand koncentration) for inertipumpen.

Mammutpumper anses sædvanligvis for de mindst skånsomme overfor vandprøverne (Gillham et al., 1983). En meget grundig feltundersøgelse har således vist, at en mammutpumpe gav væsentlig iltnings- og afgasningseffekter for de udtagne prøver (Houghton & Berger, 1984).

Tabel A3.5 Gennemsnitlige koncentrationer og relative variationskoefficienter fundet ved prøvetagning fra borer til grundvand med methan og med indhold af aromatiske kulbrinter (Barker et al., 1988)

TYPE AF PRØVE- TAGNINGSUDSTYR	GENNEMSITLIG FUNDET KONCENTRATION, BENZEN/ XYLENER ($\mu\text{g/l}$)	RELATIV VARIATION, BENZEN/XYLENER (%)
Membranpumpe	21/98	4,8/1,9
Inertipumpe	20/96	16/4,0
Peristaltisk pumpe	19/76	3,7/2,8

Tabel A3.6 Gennemsnitlige koncentrationer og relative variationskoefficienter fundet ved prøvetagning fra vandreservoir med kuldioxid og med indhold af chlorerede opløsningsmidler (Barker et al., 1988).

TYPE AF PRØVE- TAGNINGSUDSTYR	GENNEMSITLIG FUNDET KONCENTRATION, CHLOROFORM/ TETRACHLORMETHAN/TETRACHLOR- ETHYLEN ($\mu\text{g/l}$)	RELATIV VARIATION, CHLOROFORM/TETRACHLOR- METHAN/TETRACHLORETHYLEN (%)
Membranpumpe	6,3/0,53/2,9	21/40/6,2
Inertipumpe	7,8/0,6/3,4	9,2/17/8,7
Peristaltisk pumpe	6,0/0,47/2,3	14/20/5,8

A4. SAMMENSTILLING AF DATA FOR MATERIALEAFGIVELSE FRA PLASTMATERIALER

I dette appendix præsenteres en række data for materialeafgivelse fra plastmaterialer. De præsenterede data stammer fra udvaskningstests, der udføres for de pågældende plasttyper til brug i drikkevandsinstallationer. Testene udføres på foranledning af Boligministeriets VA-godkendelses sekretariat. Miljøstyrelsen deltager i godkendelsesproceduren.

Testene udføres som en standardtest, hvor et stykke af røret påmonteres en teflonprop i hver ende og fyldes med rent vand. Efter 1 døgn eller 3 døgn tømmes vandet af, og nyt vand påfyldes. Der udføres ialt tre af sådanne ekstraktioner. Vandet analyseres for stoffer, som man, ud fra kendskab til tilsætningsstoffer m.m., har mistanke til at blive afgivet. Desuden udføres en smags- og lugtbedømmelse, idet et panel giver karakterer efter følgende skala:

- 0: ingen afvigelse
- 1: netop erkendbar afvigelse
- 2: svag afvigelse
- 3: tydelig afvigelse

De i tabellerne angivne størrelser for smag og lugt er gennemsnitsværdier for panelet. Tallene for de afgivne stoffer er i tabellerne opgivet i $\mu\text{g/l}$. For TOC og bly er tallene, hvor det har været muligt, omregnet til overfladeafgivelse i $\mu\text{g/m}^2/\text{døgn}$.

Tabel A4.1 Resultater fra udvaskningstest. Bløde slanger. Tester ved 60°C i 3x1 døgn

Materiale	Smags karakter	Lugt karakter	TOC		Bly		Cadmium	
	3.ekst.	3.ekst.	1.ekst. mg/l	3.ekst. mg/l	1.ekst. µg/l	3.ekst. µg/l	1.ekst. µg/l	3.ekst. µg/l
PVC	2,5	1,5	280	40	68	72	0,8	0,7
Silikone	0,7		55	33	<1	<1	<0,2	<0,2
Silikone	2,6	1,1	5,3	3,4				
Silikone	2,8	1,2	16	8,8				

Tabel A4.2 Resultater fra udvaskningstest. Bløde slanger. Tester ved 60°C i 3x1 døgn.

Materiale	Peroxider		Zink		VCM*	
	3.ekst.	3.ekst.	1.ekst. mg/l	3.ekst. mg/l	1.ekst. µg/l	3.ekst. µg/l
PVC			420	1100	<0,1	<0,1
Silikone	<0,2	< 5				

* VCM = Vinyl chlorid monomer

Tabel A4.3 Resultater fra udvaskningstest. PEL rør testet v. $23^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ i 3x3 døgn.

Fabrikat	Smags* karakter	Lugt* karakter	TOC			Phenoler		PAH	
	3.ekst.	3.ekst.	1.ekst. mg/l	3.ekstrakt mg/l	3.ekstrakt mg/m ² /d	1.ekst µg/l	3.ekst µg/l	1.ekst µg/l	3.ekst µg/l
1	1,3	1,3	<0,1	<0,13	<0,3	<2	<2	<0,014	<0,017
2	1,0	1,0	<0,13	0,13	<0,2	<2	<2	<0,0014	<0,007
3	1,8	0,8	0,2	0,15		<1	<1		
4	1,9	0,5	0,2	<0,1		<1	<1		
5	1,2	1,1	0,15	0,11		<1			

Tabel A4.4 Resultater fra udvaskningstest PVC rør testet v. $23^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ i 3x3 døgn.

Fabrikat	Smags* karakter	Lugt* karakter	TOC			Bly			Cadmium	
	3.ekst.	3.ekst.	1.ekst. mg/l	3.ekstrakt mg/l	3.ekstrakt mg/m ² /d	1.ekst. µg/l	3.ekst. µg/l	3.ekst. µg/m ² /d	1.ekst. µg/l	3.ekst. µg/l
1	1,0	1,0	0,64	0,27	1,5	110	6	34	0,05	<0,04
2	0,8	0,1	<0,10	<0,10	<0,4	140	7	31	0,05	<0,04
3	0,7	0,7	0,17	0,13	0,7	120	4	24	0,15	<0,04
4	0,6	0,4	<0,10	<0,10	<0,4	120	10	42	0,22	<0,04
5	1,3	0,6	<0,10	<0,13	<0,6	110	6	28	0,05	<0,04
6	1,0	0,4	<0,10	<0,13	<0,6	140	7	33	0,08	<0,04
7	0,6	0,4	<0,10	<0,10	<0,4	140	10	45	0,22	<0,04
8	0,8	0,7	0,17	0,13	<0,6	120	4	18	0,15	<0,04
9	0,6	0,3	<0,15	<0,15	<1,2	10	14	119	<0,1	<0,1
10	0,3	0,3	<0,15	<0,15	<1,2	16	20	170	<0,1	0,2

Tabel A4.5 Resultater fra udvaskningstest. PVC rør testet
v. $23^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ i 3x3 døgn.

Fabrikat	Zink		Phenoler		VCM*
	1.ekst. $\mu\text{g/l}$	3.ekst. $\mu\text{g/l}$	1.ekst. $\mu\text{g/l}$	3.ekst. $\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
1	<0,04	<0,04	<2	<2	
2	<0,04	<0,04	<2	<2	<1
3	<0,04	<0,04	<2	<2	
4	<0,04	<0,04	<2	<2	
5	<0,04	<0,04	<2	<2	
6	<0,04	<0,04	<2	<2	
7			<2	<2	<1
8			<2	<2	
9					
10			<1	<1	

*VCM = Vinyl chlorid monomer

**A5. INFORMATIONSSKEMA TIL BRUG I FORBINDELSE MED
UDTAGNING AF GRUNDVANDSPRØVER**

PRØVETAGNINGSSINSTRUKS

PRØVETAGNINGSLOKALITET

PLANLAGT DATO

UNDERSØGELSENS FORMÅL

ANALYSER

KONTAKT PERSON

LABORATORIUM

BORING NR.

ANALYSEVARIABLE

PRØVEFLASKER

KONSERVERING /
OPBEVARING

PRØVETAGNINGSSSTEDER

BORING NR.

ADRESSE / PLACERING

KONTAKT

FORPUMPNING

BORING NR.

MINIMUM
m3 FORPUMPNING

FØLGEPARAMETRE

PRØVETAGNINGSMETODER

BORINGS NR.	PUMPE / PRØVETAG.	VANDSPEJL (m.u.t.)	BORINGSDYB. (m.u.t.)	FILTERINTV. m.u.t. / m.u.t.	SPECIFIK.KAP. (m3 / t / m)	FORE- OG FILTER- RØRS DIMENSIONER

SAGSBEHANDLER _____ PRØVETAGER _____

**A6. AFRAPPORTERINGSSKEMA TIL BRUG I FORBINDELSE
MED UDTAGNING AF GRUNDVANDSPRØVER**

RAPPORTERINGSSKEMA

PRØVETAGNINGS LOKALITET

LOKALITET : _____ DATO : _____
BORINGS nr. : _____ DGU.nr.: _____
FILTER nr.: _____ PRØVETAGER : _____
PEJLEPUNKT : _____ METER O/U TERRÆN : _____ KOTE : _____

AFVIGELSER FRA PRØVETAGNINGS INSTRUKS.

ANVENDT APPARATUR.

PUMPE : _____
VANDUR / SPAND : _____ LEDNINGSEVNE : _____
pH : _____
ANDET : _____
PUMPE PLACERING I BORING M.U.T. _____

KOMMENTARER TIL PRØVETAGNINGEN.

[illegible]

Følgende metoder anbefales her for fabriksnye flasker:

1. Flaskerne rengøres med laboratorieopvaskemiddel for at fjerne eventuelle stoffer fra fremstillingsproceduren.
2. Skyl med destilleret eller deioniseret vand.
3. Flaskerne lægges i et bad med saltsyre (1:1) (fremstillet ud fra koncentreret saltsyre, eventuelt kvartsdestilleret) med en temperatur på 60°C i tre døgn, således at også ydersiden rengøres. For teflon-flasker er salpetersyre (1:1) mere effektiv end saltsyre. Alternativt kan flaskerne henstå i badet i to uger ved stuetemperatur.
4. Flaskerne skylles med renest muligt vand.
5. Flaskerne fyldes med 0,05 M salpetersyre (fremstillet ud fra kvartsdestilleret koncentreret salpetersyre eller tilsvarende). Flaskerne henstår med denne opløsning i mindst en uge eller frem til anvendelsestidspunktet. Flaskerne skylles med renest muligt vand. Fra og med dette punkt beskyttes flaskerne ved opbevaring i 2 lag plastposer. Den yderste fjernes efter prøvetagning ved tilbagekomst til laboratoriet.

Henstand i fortyndet salpetersyre tjener til at konditionere flaskerne, idet prøverne efter prøveudtagning syres til omtrent samme pH-værdi.

Brugte flasker rengøres fra og med punkt 2, såfremt flaskerne ikke indeholder udfældede rester, der kræver mekanisk rensning og anvendelse af laboratorieopvaskemiddel. (Brugte flasker bør dog kun benyttes til prøvetagning af grundvand med lavt indhold af spormetal, såfremt tidligere anvendelse til prøver med højt niveau af spormetaller kan udelukkes). Såfremt man er sikker på, at flaskerne har været anvendt til uforurenat grundvand med lave indhold af aktuelle spormetaller, kan det være tilstrækkeligt at rengøre dem fra og med punkt 4. Ydersiden er oftest mere kontamineret end indersiden (Moody & Lindström, 1977), og ofte vil det alligevel være en fordel at lægge flaskerne i et bad med stærkere syre (punkt 3).

A7. RENGØRINGSPROCEDURE FOR PRØVEBEHOLDERE TIL PRØVETAGNING FOR ANALYSE AF SPORMETALLER PÅ BAGGRUNDSNIVEAU

Ved udtagning af prøver til analyse af spormetaller på baggrunds niveau, fordres en speciel rengøringsprocedure.

Metoden, der skal anvendes til at rengøre og forberede prøvebeholderen, må opfylde to krav. Den skal reducere kontamineringen til et for analysen acceptabelt niveau, og den må minimere og modvirke tab af spormetal ved adsorption og ionbytning til prøvebeholderens overflade. Det er velkendt, at sorptionstab reduceres ved at syre prøven; men såfremt rengøringen har været utilstrækkelig, opnås en afgivelse af metal fra overfladen til prøven.

Alle plast- og glasflasker er mere eller mindre forurenet med spormetaller efter fremstilling, og en udvaskning i stærkt sure opløsninger er nødvendig, for at fjerne spormetalforureningen. Salpetersyre (HNO_3) og saltsyre (HCl) udvasker forskellige spormetaller i forskellig grad. Begge syrer kan eventuelt anvendes efter hinanden for at tilstræbe en effektiv rengøring med hensyn til størst muligt antal parametre.

I litteraturen findes forskellige forslag til rengøring af prøvetagningsudstyr. Det er indlysende, at graden af rengøring af udstyr i forbindelse med prøvetagning af vand til spormetalanalyse, bør stå i forhold til aktuelle analysedetektionsgrænsekrav, idet rengøringsprocedurer for analyse på ppb-ppt-niveau i reglen er arbejds- og tidskrævende.

Et INSTA-forslag til standard vedrørende prøvetagning af vand for bestemmelse af spormetaller er for øjeblikket under bearbejdning for udgivelse i de øvrige nordiske lande. Standarden vedrører prøvetagning af ferskvand, havvand og drikkevand. Da problemstillingen vedrørende kontamineringer af prøvetagningsflasker og filtreringsudstyr må antages at være identiske, vil det være hensigtsmæssigt at anvende en tilsvarende rengøringsprocedure, når det drejer sig om analyse af uforurenet grundvand.

UDGIVNE RAPPORTER

I forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET er med denne rapport i alt udgivet følgende rapporter:

NEDBRYDELIGHED AF MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U1, 105 sider), oktober 1987. ISBN 87-503-7017-0.

EN REGIONAL GEOLOGISK MODEL FOR OMRÅDET VED VEJEN, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-1, 20 sider), december 1987. ISBN 87-503-7079-0.

FORURENEDE INDUSTRIGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U2, 130 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7081-2.

GRUNDVANDZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet (Rapport P6-1, 80 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7118-5.

ØKOTOKSIKOLOGISKE METODER TIL UNDERSØGELSE AF FORURENET GRUNDVAND - LITTERATURUNDERSØGELSE, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport P2-1, 56 sider), maj 1988, ISBN 87-503-7323-4.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole (Rapport P5-1, 85 sider), juli 1988, ISBN 87-503-7322-6.

GRUNDVANDSPRØVETAGNING OG FELTMÅLING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U3, 222 sider), april 1989, ISBN 87-503-7817-1.